



Universidade Federal de Sergipe
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação (PPEC)



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO:

Conexões tróficas e avaliação da sazonalidade na estrutura da ictiofauna associada a bancos de macrófitas no Baixo São Francisco

Milena Gonçalves da Silva

(Mestranda)

Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito

(Orientador)

Dra. Daniela Cristina de Oliveira Rosa

(Coorientadora)

FEVEREIRO/2019

SÃO CRISTÓVÃO – SERGIPE

MILENA GONÇALVES DA SILVA

Conexões tróficas e avaliação da sazonalidade na estrutura da ictiofauna associada a bancos de macrófitas no Baixo São Francisco

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito

Coorientadora: Dra. Daniela Cristina de Oliveira Rosa

São Cristóvão

Sergipe – Brasil

2019

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S586c Silva, Milena Gonçalves da
Conexões tróficas e avaliação da sazonalidade na estrutura da ictiofauna associada a bancos de macrófitas no Baixo são Francisco / Milena Gonçalves da Silva; orientadora Marcelo Fulgêncio Guedes de Brito. – São Cristóvão, SE, 2019.
71 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação)–
Universidade Federal de Sergipe, 2019.

1. Habitat (Ecologia) - Conservação. 2. Cadeias alimentares (Ecologia). 3. Plantas aquáticas. 4. Nicho (Ecologia). I. Brito, Marcelo Fulgêncio Guedes de, orient. II. Título.

CDU 591.522

TERMO DE APROVAÇÃO

**Conexões tróficas e avaliação da sazonalidade na dieta da ictiofauna associada a bancos
de macrófitas no Baixo São Francisco**

por

MILENA GONÇALVES DA SILVA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



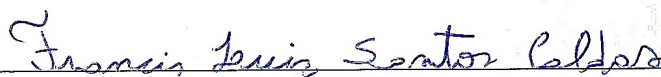
PROF. DR. MARCELO FULGENCIO GUEDES DE BRITO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



PROF.ª DR.ª MÔNICA CENEVIVA BASTOS

Universidade Estadual do Centro-Oeste



PROF. DR. FRANCIS LUIZ SANTOS CALDAS

Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 25 de fevereiro de 2019

*À minha família adorada que sempre me apoiou e
acreditou nos meus sonhos. Vocês são a razão por
cada conquista minha! Amo vocês.*

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela bolsa concedida durante o mestrado e ao CNPq (Processo 461008/2014-9) pelo auxílio financeiro na coleta do material científico.

À CODEVASF pelo apoio logístico durante as coletas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe (PPEC/UFS) e aos docentes que contribuíram para minha formação acadêmica.

Ao meu orientador Marcelo que admiro muito pelo profissional exemplar que é. Será um espelho pra mim. Muito obrigada pela paciência e por acreditar e confiar numa baiana recém-chegada. Espero que tenhamos muitas parcerias acadêmicas daqui pra frente.

À minha co-orientadora Daniela, um amor de pessoa que foi uma verdadeira mãe acadêmica por ser acessível, descontraída e com os melhores conselhos que sempre me acalmavam (especialmente na reta final). Te admiro muito, é uma excelente profissional que claramente ama o que faz. Nossas reuniões via Skype me salvaram, espero que um dia possamos nos ver pra te agradecer pessoalmente.

À banca examinadora (Dr. Francis Caldas e Dra. Mônica Ceneviva Bastos) pela disponibilidade para contribuir com este trabalho.

À Francis pela ajuda em uma das análises, e a Renata, Dantas e Yanna pelo auxílio na identificação dos itens alimentares.

À secretária do PPEC Juliana, excelente profissional totalmente acessível que sempre nos ajudou com nossas demandas de pós-graduandos.

À Jefferson, amigo que foi fundamental com sua ajuda na minha adaptação principalmente no início do mestrado, que sempre se mostrou disposto a auxiliar com seu altruísmo inigualável. Obrigada pela ajuda nos estômagos e por me ensinar um pouco da taxonomia com a novata em peixes de água doce. Te considero demais!

A todos do Laboratório de Cordados (Ictiologia e Herpetologia), especialmente Jefferson, Débora, Rosana, Luciano, Matheus, Vitória, “Júnior Leite Lab”, Fernando, Jamille, Ravane, Wesley, Thiago, Gabrielle, Francis e Breno (além dos agregados Sílvia e Danilo). Fui muito bem recepcionada por vocês, agradeço a todo acolhimento que fez do Laboratório minha segunda casa. E é claro às nossas saídas para gordices, assistir filmes, cantorias de músicas aleatórias, jogar uno e coletas divertidas. Sem vocês meu mestrado não seria a mesma coisa. Sentirei saudade de cada um.

A minha turma do PPEC 2017.1 (Léo, Ayslan, Cris, Flavinha, Josy, Elisa, Dryca, Carol e Hosana). Somos com certeza a melhor turma que o PPEC já teve (rsrs). Agradeço por toda essa união tanto em disciplinas quanto em assuntos aleatórios, encontros (cada vez mais raros por conta da correria) e conversas que me ajudaram bastante nesse período, vocês são maravilhosos.

À Léo, meu presentinho do mestrado que considero demais. Você é uma pessoa excepcional que construí uma linda amizade. Obrigada por ouvir meus desabafos mesmo com toda correria desse período, vou sempre guardar você no meu coração.

Aos outros colegas do PPEC (especialmente Rafaella) pelas conversas nos corredores, risadas e compartilhamento de experiências.

À Dayvson por sempre ouvir meus desabafos e estar disponível para o que eu precisasse. Você foi fundamental pra mim nessa reta final e desejo tudo que há de melhor pra ti. É um ser humano maravilhoso.

Às pessoas que permaneceram na minha vida mesmo eu me mudando pra outro estado (Milena, Driele, Lara e Thiago). Foram fundamentais em momentos de descontração, conselhos e puxões de orelha e críticas construtivas (Milena, claro kkkk). Amo vocês!

À Amon pelas parcerias acadêmicas, discussões científicas e conselhos que me ajudaram muito em tocar o mestrado pra frente. Vamo que vamo, rasta!

À minha família que tenho eterna gratidão pois foram os responsáveis pela pessoa que construí ser com todos os meus valores. Obrigada por sempre me apoiar e lutar comigo em busca dos meus sonhos e pela construção da carreira que sempre quis ter. Vocês são a minha maior alegria, devo tudo a vocês!

À maravilhosa Aracaju! Capital que sempre quis morar por toda sua calmaria que me acolheu da melhor forma com seus sergipanos arretados e receptivos. Gratidão.

RESUMO

As macrófitas representam um importante habitat para a ictiofauna, pois são utilizados como sítios reprodutivos, zonas de forrageamento, refúgio contra predadores e berçário para os juvenis e espécies de pequeno porte. Além disso, fornecem maior superfície para os recursos alimentares devido à disponibilidade de substratos para presas e representam um dos fatores bióticos mais importantes para estruturação das comunidades de peixes. Este estudo objetivou analisar espaço-temporalmente a estrutura trófica da comunidade de peixes associados a bancos de macrófitas em um trecho antropizado do Baixo São Francisco sob influência da Usina Hidrelétrica Xingó. Amostragens bimestrais (abril/2015 a março/2016) padronizadas foram realizadas em quatro localidades através de quatro lances de arrastos (10 m de comprimento, malha 5 mm) próximo às margens com macrófitas aquáticas no período vespertino para captura de peixes. Os espécimes coletados nos arrastos foram anestesiados com eugenol, fixados (formol 10%) e conservados (álcool 70%). Em laboratório, cinco espécimes de cada espécie por ponto amostral e período foram selecionados para biometria e análise do conteúdo estomacal, no qual os itens alimentares foram identificados e quantificados volumetricamente. Na análise de dados, foi calculada a riqueza e diversidade de itens consumidos, a partir do Índice de diversidade de Simpson para caracterizar o espectro alimentar em cada ponto e período amostral. A proporção volumétrica de itens consumidos em cada uma das categorias taxonômicas foi obtida verificando se há diferença entre os pontos e períodos através da análise de similaridade ANOSIN (*two-way*), uma vez que as dissimilaridades foram visualizadas por NMDS e os itens responsáveis pela variação identificados no SIMPER. Também foi calculada a proporção de itens alóctones e autóctones, o Índice Alimentar (IAi%) dos itens consumidos por cada espécie e guildas tróficas de acordo com a similaridade na dieta das espécies a partir de uma análise *cluster* utilizando a média não ponderada de uma matriz de Distância Euclidiana. A partilha de recursos alimentares foi obtida de acordo com o cálculo das sobreposições alimentares e teias tróficas bipartidas foram construídas para dois limiares de ligação (LT=0,00 e 0,05). A maior parte dos peixes coletados e analisados foram Characiformes de pequeno porte incluindo as abundantes e frequentes *Hemigrammus marginatus*, *H. brevis*, *Astyanax fasciatus* e *Phenacogaster franciscoensis*. Outro destaque foi a presença de juvenis de carnívoras de grande porte (*Serrasalmus brandtii*, *Crenicichla* sp., *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Astyanax lacustris* e *Hoplias malabaricus*) que recorrem às macrófitas em busca de alimento e se alimentaram das famílias de peixes mais abundantes. A maioria dos itens alimentares encontrados foram de origem autóctone, corroborando a importância das macrófitas como fonte de recursos para a comunidade de peixes nesse ambiente. Isso está relacionado à homogeneização dos pontos estudados pela remoção da vegetação marginal que influencia negativamente na contribuição de recursos alóctones. Foram observados padrões alimentares distintos para espécies abundantes a partir de variações nas estratégias de forrageamento, tendo *H. brevis* e *P. franciscoensis* alimentação voltada para itens de superfície e *H. marginatus* para o fundo. A espécie *A. fasciatus* não apresentou segregação espacial na alimentação e apresentou dieta onívora e oportunista por ter maior consumo alóctone. Dentre as guildas construídas (algívoros, invertívoros, insetívoros e onívoros), os algívoros tiveram mais destaque nas sobreposições principalmente envolvendo espécies invasoras (*Oreochromis niloticus* e *Metynnis lippincottianus*) com nativas. A segregação de recursos foi verificada entre as espécies analisadas indicando que os recursos são limitantes e as espécies tendem a compartimentalizar seus nichos e evitar exclusão competitiva. Os pontos menos impactados (3 e 4) apresentaram maior riqueza de espécies e consequentemente, teias maiores e mais complexas, assim como no período chuvoso. A partir dos resultados obtidos, verificou-se que as hipóteses que afirmam maior conectância e densidade de ligações nas teias tróficas do período chuvoso e nos pontos 3 e 4 foram corroboradas.

Palavras-chave: Teia trófica, itens alimentares, sobreposição de nicho, guildas tróficas.

ABSTRACT

Macrophytes are used as reproductive sites, foraging areas, refuge from predators and nursery for juveniles and small species, then they represent an important habitat for ichthyofauna. In addition, they provide a larger area for food resources due to the availability of prey substrates and represent one of the most important biotic factors for structuring fish communities. This study aimed to analyze space-time the trophic structure of the fish community associated with macrophyte banks in an anthropized section of the Lower São Francisco under the influence of the Xingó Hydroelectric Plant. Standardized bimonthly samplings (April/2015 to March/2016) were held in four locations using four drag strokes (10 m long, 5 mm mesh) close to the banks with aquatic macrophytes in the afternoon to collect fish. The specimens collected were anesthetized with eugenol, fixed (formalin 10%) and preserved (alcohol 70%). In the laboratory, five specimens of each species per sampling point and period were selected for biometrics and analysis of stomach contents, in which food items were identified and quantified volumetrically. In data analysis, the richness and diversity of items consumed was calculated, using the Simpson's Diversity Index to characterize the food spectrum at each point and sample period. The volumetric proportion of items consumed in each of the taxonomic categories was obtained by checking whether there is a difference between the points and periods through the ANOSIM Similarity Analysis (two-way), once the dissimilarities were visualized by NMDS and the items responsible for the variation identified in SIMPER. The proportion of allochthonous and autochthonous items, the Food Index (IAi%) of the items consumed by each species and trophic guilds were also calculated according to the similarity in the species' diet from a cluster analysis using the unweighted average of a matrix Euclidean Distance. The sharing of food resources was obtained according to the calculation of food overlaps and bipartite food webs were built for two link thresholds (LT = 0.00 and 0.05). Most of the fish collected and analyzed were small characiforms including the abundant and frequent *Hemigrammus marginatus*, *H. brevis*, *Astyanax fasciatus* e *Phenacogaster franciscoensis*. Another highlight was the presence of large carnivorous juveniles (*Serrasalmus brandtii*, *Crenicichla* sp., *Cichlasoma sanctifranciscense*, *Astyanax lacustris* e *Hoplias malabaricus*) who resort to macrophytes in search of food and fed on the most abundant fish families. Most of the food items found were of autochthonous origin, corroborating the macrophytes importance as a source of resources for the fish community in this environment. This is related to the homogenization of the points studied by the removal of marginal vegetation that negatively influences the contribution of allochthonous resources. Different dietary patterns were observed for abundant species from variations in foraging strategies, with *H. brevis* and *P. franciscoensis* feeding directed to surface items and *H. marginatus* to the bottom. The species *A. fasciatus* did not present spatial segregation in the food and presented an omnivorous and opportunistic diet due to its higher allochthonous consumption. Among the built guilds (algivores, invertivores, insectivores and omnivores), algivores had more prominence in the overlays mainly involving invasive species (*Oreochromis niloticus* e *Metynnis lippincottianus*) with native ones. The resources segregation was verified among the analyzed species, indicating that the resources are limiting and the species tend to compartmentalize their niches and avoid competitive exclusion. The least impacted points (3 and 4) showed greater species richness and, consequently, larger and more complex webs, as in the rainy season. From the results obtained, it was found that the hypotheses that affirm greater connectivity and density of connections in the trophic webs of the rainy season and in points 3 and 4 were corroborated.

Keywords: Food web, food items, niche overlap, trophic guilds.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 Hipóteses.....	11
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 Área de estudo.....	12
3.2 Coleta do material biológico	13
3.3 Procedimentos em laboratório	13
3.4 Análise de dados	14
3.4.1 Abundância e frequência das espécies	14
3.4.2 Uso de recursos alimentares	15
3.4.2.1 Riqueza e diversidade de itens consumidos.....	15
3.4.2.2 Proporção de itens consumidos	15
3.4.2.3 Proporção de itens de origem alóctone ou autóctone	16
3.4.2.4 Índice Alimentar (IAi %)	16
3.4.2.5 Guildas tróficas	16
3.4.2.6 Partilha de recursos.....	17
3.4.2.7 Teias tróficas	18
4. RESULTADOS.....	19
4.1 Abundância e frequência das espécies	19
4.2 Uso de recursos alimentares.....	24
4.2.1 Riqueza e diversidade de itens consumidos	24
4.2.2 Proporção de itens consumidos.....	25
4.2.3 Proporção de itens de origem alóctone e autóctone	27
4.2.4 Índice alimentar (IAi %)	28
4.2.5 Guildas tróficas	34
4.2.6 Partilha de recursos	35
4.2.7 Teias tróficas.....	36
5. DISCUSSÃO.....	442
6. BIBLIOGRAFIA.....	511
7. ANEXOS	622

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a alimentação de uma espécie é um aspecto básico de sua biologia, determinante no entendimento de adaptações anatômicas, fisiológicas e etológicas. Seu estudo fornece informações valiosas das relações tróficas que se estabelecem no ecossistema aquático (Zavala-Camin, 1996; Canan e Gurgel, 2002; Godinho e Santos, 2014). Abordagens ecossistêmicas associam estudos de dieta sobre a estrutura e composição das comunidades de peixes, o que está também relacionado à abundância e disponibilidade de itens alimentares (Aranha, Gomes e Fogaça, 2000; Novakowski, Hahn e Fugl, 2008; Scanferla e Suárez, 2016).

Durante o ciclo de vida, os peixes podem alterar suas dietas em função de variações (Ribeiro, Biagioni e Smith, 2014) (i) ontogenéticas, ou seja, desde a fase larval à adulta, o que também está associado às variações morfológicas durante o crescimento, como o tamanho da boca, que possivelmente limita qual alimento poderá ser ingerido (Scanferla e Suárez, 2016; Zandonà *et al.*, 2015); (ii) estratégicas, que influenciam no uso dos recursos alimentares (Quirino *et al.*, 2015); (iii) sazonais, nas quais a disponibilidade de determinado recurso alimentar está relacionada ao período (Quirino *et al.*, 2015; Gandini *et al.*, 2012; Scanferla e Suárez, 2016); (iv) circadianas, na qual os peixes utilizam um período do dia para se alimentar, seja em função da oferta de alimento ou para fugir de predadores visualmente orientados (Carniato *et al.*, 2012); e (v) fatores antrópicos, como os barramentos, que devido a regularização do fluxo de água ocorre a retenção de nutrientes e perda dos sítios de alimentação, como as planícies de inundação (Agostinho, Pelicice e Gomes, 2008; Gandini *et al.*, 2012; Scanferla e Suárez, 2016).

As alterações naturais abióticas nos ecossistemas quando não gradativas, geralmente são cíclicas e previsíveis, ao contrário dos distúrbios abruptos causados por intervenções humanas, como a construção de barragens (Casemiro, Hahn e Fugl, 2002). Este último modifica as condições físico-químicas da água, reduz drasticamente a vazão natural do rio, limita os pulsos de inundação, interrompe a migração de peixes reofílicos e facilita o estabelecimento de espécies não-nativas causando efeitos adversos nas comunidades locais (Beck, Claassen e Hundt, 2012; Gandini *et al.*, 2012; Assis *et al.*, 2017).

A dieta e o sucesso nutritivo das espécies incluídas em um sistema sob efeito de barramentos estão condicionados aos hábitos alimentares (Gandini *et al.*, 2012). Algumas espécies têm a capacidade de explorar vários tipos de recursos (*e.g.* *Geophagus brasiliensis* e *Bryconamericus iheringii*) o que proporciona melhor aproveitamento do que está disponível em determinado momento (Ribeiro, Biagioni e Smith, 2014; Dala-Corte, Becker e Melo, 2017). Essa plasticidade é normalmente observada em onívoros, os quais se alimentam de recursos vegetais e animais e, teoricamente, respondem de forma mais favorável às mudanças na disponibilidade de recursos alimentares

(Zandonà *et al.*, 2015). Por outro lado, espécies com hábitos alimentares mais especializados (*e.g.* *Acestrorhynchus falcistrostris* e *Salminus franciscanus*) são mais susceptíveis nesses ambientes modificados, pois são mais restritas quanto à utilização dos recursos (Hahn *et al.*, 2002; Hahn e Fugi, 2007; Sa-Oliveira, Angelini e Isaac-Nahum, 2014).

Estas interferências antrópicas na dieta dos peixes estão relacionadas com a distribuição espacial, que resulta dos processos de dispersão e sobrevivência das espécies em escala regional e de condições abióticas (restrições ambientais) e interações bióticas (*e.g.* competição, herbivoria) (Chappuis, Gacia e Ballesteros, 2014). A distribuição espacial é um importante parâmetro que define como os diferentes habitats são explorados pelos peixes, auxiliando a compreensão da partilha de recursos no ambiente (Esteves e Aranha, 1999). Os peixes usam a estrutura física do ambiente (*e.g.* rochas, madeiras submersas e macrófitas aquáticas) como refúgio contra predadores e como sítios de forrageamento e reprodução (Machado, Rodrigues e Morales, 2009).

As macrófitas aquáticas são plantas que crescem dentro ou perto da água e podem ser categorizadas em (i) emergentes, que habitam a água mais rasa e são enraizadas no sedimento com suas folhas estendendo-se acima da superfície (*e.g.* *Crinum americanum*); (ii) submersas, que se encontram totalmente embaixo d'água (*e.g.* *Hydrilla verticillata*); e (iii) flutuantes, que são sobrenadantes sem fixação no substrato (*e.g.* *Eichornia crassipes*) (Dibble, 2009; Madsen, 2009; Akasaka e Takamura, 2011; Chappuis, Gacia e Ballesteros, 2011; Sharma, Singh e Manchanda, 2015; Nunes e Camargo, 2017). Essas plantas representam um importante habitat para a ictiofauna, pois são utilizadas como sítios reprodutivos, zonas de forrageamento, refúgio contra predadores e berçário para os juvenis e espécies de pequeno porte, como *Hyphessobrycon eques*, *Astyanax altiparanae*, *Hemigrammus marginatus*, *Phenacogaster* sp. e *Moenkhausia forestii* (Delariva *et al.*, 1994; Pelicice e Agostinho, 2006; Cunha *et al.*, 2011; Carniatto *et al.*, 2014; Röpke, Ferreira e Zuanon, 2014; Quirino *et al.*, 2015). Além disso, fornecem maior superfície para os recursos alimentares devido à disponibilidade de substratos para presas, principalmente invertebrados, além de apresentarem uma maior produtividade, podendo refletir numa elevada diversidade de itens para predação pelos peixes (Agostinho *et al.*, 2007; Santos, Santos e Silva, 2009).

A ictiofauna associada aos bancos de macrófitas é composta principalmente por espécies que apresentam pequeno porte e deslocamento limitado (Delariva *et al.*, 1994). Alguns estudos categorizam as espécies que ocupam os bancos de macrófitas em (i) espécies residentes, que raramente deixam o local; (ii) espécies que usam as macrófitas durante alguma fase de seu ciclo de vida, principalmente nas fases larvais e juvenis; e (iii) peixes maiores que procuram presas entre as raízes dessas plantas (Henderson e Hamilton, 1995; Dibble, 2009).

A sobrevivência de algumas macrófitas aquáticas depende em grande parte de fatores ambientais locais e, portanto, algumas espécies são suscetíveis a mudanças no uso do solo (Akasaka

et al., 2010) e a outras pressões humanas (Chappuis, Gacia e Ballesteros, 2011). Devido a isso, são consideradas boas bioindicadores de mudanças de longo prazo na qualidade da água, hidro-morfologia e funcionamento do ecossistema nas bacias hidrográficas, pois respondem aos impactos ao mesmo nível através de mudanças quanto à diversidade, estrutura e densidade da cobertura das espécies (Sondergaard *et al.*, 2010; Alahuhta *et al.*, 2014). No entanto, há diferenças entre os grupos funcionais de plantas na resposta a alterações ambientais (Netten *et al.*, 2011). Desta forma, existem espécies de macrófitas aquáticas que se beneficiam com o excesso de matéria orgânica no sistema e são consideradas bioindicadores de má qualidade ambiental (Chappuis, Gacia e Ballesteros, 2014). Espécies como *Eichornia crassipes*, *Egeria densa* e *Potamogeton trichoides*, possuem crescimento rápido, principalmente em ambientes com elevada porcentagem de matéria orgânica, e são amplamente introduzidas em várias regiões tropicais do mundo, sendo em algumas localidades, consideradas pragas (Gettys, 2009; Pennington, 2009; Chappuis, Gacia e Ballesteros, 2014).

As macrófitas aquáticas representam um dos fatores bióticos mais importantes para estruturação das comunidades de peixes (Dibble, 2009; Madsen, 2009), promovendo diversos microhabitats e interações ecológicas das mais variadas entre seus componentes, o que vem despertando um interesse cada vez maior em estudos ecológicos (Súarez, Petrere e Catella, 2001; Cunha *et al.*, 2011; Quirino *et al.*, 2015; Nunes e Camargo, 2017).

A estrutura da comunidade de peixes é formada por uma variedade de interações tróficas que constituem uma rede alimentar, fundamental para compreensão sobre estrutura, estabilidade e funcionamento do ecossistema (Ruiter, Wolters e Moore, 2005; Bascompte, 2010; Poisot, Mouquet e Gravel, 2013; Kuiper *et al.*, 2015). Essa rede alimentar geralmente é reticulada, podendo possuir alta conectividade na qual consumidores estão ligados a uma variedade de recursos, que por sua vez são mantidos por produtividade primária ou secundária (Polis e Strong, 1996; Jonsson, Cohen e Carpenter, 2005).

Muitas teorias ecológicas ainda dependem da idealização de “níveis tróficos” conectados em uma única cadeia linear, porém essa simplificação pode não captar adequadamente a dinâmica das redes alimentares ou das comunidades, e características importantes não são observadas (Polis e Strong, 1996). Quando combinado com dados reais da rede alimentar, contendo conectividade e proporção do número total de possíveis ligações de alimentação (links) com agregação taxonômica e trófica, o modelo das teias alimentares prevê bem os níveis de conexão e escala de ligação com a riqueza de espécies (Beckerman, Petchey e Warren, 2006).

Considerando que a alimentação é um aspecto essencial do ciclo de vida de um organismo (Sih e Christensen, 2001), a identificação e quantificação da composição da dieta são etapas cruciais para entender o papel e as interações de cada espécie em ambientes compartilhados (Silva *et al.*, 2017). A análise de conteúdo estomacal é um método confiável que pode informar sobre a

disponibilidade de recursos no ambiente visto que as assembleias de peixes neotropicais são representadas por variados grupos funcionais ou guildas (Dias *et al.*, 2017). Apesar de possíveis distorções como itens alimentares com diferentes graus de digestibilidade, esse método utiliza peixes como amostradores de seu ambiente obtendo resultados mais próximos da realidade do que outra forma de quantificação dos recursos alimentares no ambiente com base em metodologias alternativas de amostragem (Luz-Agostinho *et al.*, 2006). Além disso, esse método tem constituído um bom mecanismo no conhecimento dos fatores que conduzem à estruturação de comunidades aquáticas (Godinho e Santos, 2014). O alimento consumido permite reconhecer dentro da ictiofauna grupos tróficos distintos e inferir sobre a sua estrutura, grau de importância dos diferentes níveis e as inter-relações entre seus componentes (Hanh *et al.*, 2002).

Essas relações existentes entre espécies de acordo com os itens alimentares podem informar sobre como elas coexistem. Se o nicho de duas ou mais espécies apresenta elevado grau de sobreposição, ou seja, se estas possuem as mesmas necessidades de recursos de um mesmo habitat, teoricamente, pode haver competição interespecífica (Santos *et al.*, 2004). Essa competição determinará quais espécies podem coexistir (Begon *et al.*, 2006), o que pode acarretar na redução do número de consumidores que predam determinado recurso (Dunne, Williams e Martinez, 2002). No entanto, a sobreposição de nicho não necessariamente determina a existência de competição por alimento, podendo ser reflexo da disponibilidade desses recursos, que são diferencialmente partilhados (Ross, 1986).

A percepção de como as espécies de peixes podem coexistir ou competir pode levar a uma melhor compreensão das potenciais respostas da rede alimentar à mudança da composição da comunidade de peixes (Mumby *et al.*, 2017). Essa partilha de recursos entre peixes pode fornecer conceitos importantes para compreender como interagem as espécies de uma comunidade, identificar as dimensões dos recursos e fornecer os requisitos para testar hipóteses sobre estudos de controle das comunidades (Ross, 1986).

Os ecossistemas de água doce neotropicais estão sujeitos a alterações cíclicas em resposta às estações secas e úmidas (Novakowski, Hahn e Fugi, 2008). A sazonalidade está diretamente associada à abundância de presas, que representam um importante recurso alimentar para muitas espécies de peixes, principalmente aquelas de pequeno porte encontradas nas macrófitas aquáticas (Pelicice e Agostinho, 2006; Colares *et al.*, 2013). O maior aporte de energia para o sistema no período chuvoso propicia uma maior abundância de recursos alimentares, quando se espera maior disponibilidade de recursos alóctones (Walker *et al.*, 2013), assim como ocorre em maiores flutuações no nível da água (Carniato *et al.*, 2012). Em contrapartida, no período de seca há maior disponibilidade de recursos autóctones e material vegetal provavelmente em resposta aos baixos níveis de água (Carniato *et al.*, 2012; Scanferla e Suárez, 2016). Esse efeito da variabilidade hidrológica sobre os recursos

alimentares e sobre as populações de peixes é um fator que deve ser considerado na análise das relações tróficas, a fim de auxiliar na compreensão das variações sazonais da dieta, nos padrões de obtenção de alimento e partilha de recursos (Esteves e Aranha, 1999).

O rio São Francisco vem sofrendo impactos antrópicos de distintas magnitudes que afetam diretamente a biota, como barragens em cascata em sua calha principal que foram erguidas para geração de energia e controle de inundações, sendo a represa de Xingó a última delas (Medeiros *et al.*, 2011; Brito e Magalhães, 2017). Com isso, o fluxo do rio diminuiu consideravelmente (Assis *et al.*, 2017; Brito e Magalhães, 2017), favorecendo o crescimento de algas e macrófitas aquáticas, além do estabelecimento de peixes não nativos adaptados às condições lênticas (Holanda *et al.*, 2009; Benítez-Mora e Camargo, 2014; Brito e Magalhães, 2017). A eliminação das várzeas para expansão agrícola e cultivo de monoculturas, poluição orgânica e química também são outras graves ameaças aos organismos aquáticos. O Baixo São Francisco é o trecho do rio mais afetado com a salinização devido à diminuição do volume de água provocada pela sua retenção nas barragens e a consequente baixa resistência do rio com a maré (Brito e Magalhães, 2017). Além disso, é uma área com vegetação ciliar fragmentada que sofreu forte pressão antropogênica pelos desmatamentos e irrigação, ocasionando um avançado processo erosivo nas suas margens (Holanda *et al.*, 2005).

2. OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo analisar espaço-temporalmente a estrutura trófica da comunidade de peixes associados a bancos de macrófitas em um trecho do Baixo São Francisco a jusante da Usina Hidrelétrica Xingó. Como objetivos específicos, pretende-se:

- (1) Verificar se a riqueza e a diversidade de itens consumidos, assim como a proporção de itens de origem alóctone e autóctone diferem entre os pontos amostrais e períodos seco e chuvoso;
- (3) Caracterizar as guildas tróficas e verificar quais são dominantes;
- (4) Quantificar a partilha de recursos entre as espécies de peixes e verificar se há diferença entre os pontos e períodos;
- (5) Investigar se há diferença nos atributos das teias tróficas entre os pontos e períodos.

2.1 Hipóteses

- (i) Há maior proporção de itens alimentares alóctones no conteúdo estomacal das espécies de peixes coletadas no período chuvoso devido ao carreamento de material para a calha do rio;
- (ii) Os itens alimentares disponíveis são mais diversos no período chuvoso e nos menos antropizados;

- (iii) A composição da estrutura trófica tem predomínio de onívoros, havendo predominância da estratégia alimentar generalista na comunidade de peixes coletada;
- (iv) As teias tróficas apresentam maior conectância e densidade de ligações no período chuvoso e nos pontos menos antropizados.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O rio São Francisco nasce na Serra da Canastra (Minas Gerais) e percorre os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas até desaguar no Oceano Atlântico entre os estados de Alagoas e Sergipe. Apresenta uma extensão de 3.200 km, com sua bacia cobrindo uma área de 638.323 km², cerca de 8% do território nacional (Godinho e Godinho, 2003). Sua grande extensão torna esta a terceira maior bacia hidrográfica do Brasil, e a primeira quando comparada àquelas contidas inteiramente em território nacional (Kohler, 2003).

O rio São Francisco é dividido em quatro regiões: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Sub Médio São Francisco e Baixo São Francisco. A área de estudo do presente trabalho localiza-se no Baixo São Francisco. Esse trecho é caracterizado pela presença de sub-bacias de rios de pequeno porte, com regime similar àqueles do semiárido, dependentes do regime pluviométrico (Assis *et al.*, 2017). Para as amostragens, foram selecionadas quatro localidades independentes no trecho do rio São Francisco (Figura 1) entre os municípios de Propriá (SE) e Porto Real do Colégio (AL).

Todas as quatro localidades caracterizam-se pela presença de bancos de macrófitas aquáticas *Eichornia crassipes* e *Egeria densa*. Os pontos 1 e 2 encontravam-se próximos a centros urbanos com grande antropização das margens, alta incidência luminosa e ausência de vegetação marginal. Os pontos 3 e 4 eram menos impactados, com presença de gramíneas nas margens e arbustos esparsos. O regime de chuvas na área ocorreu de março a julho, sendo o período de seca de agosto a fevereiro (INMET, 2017).

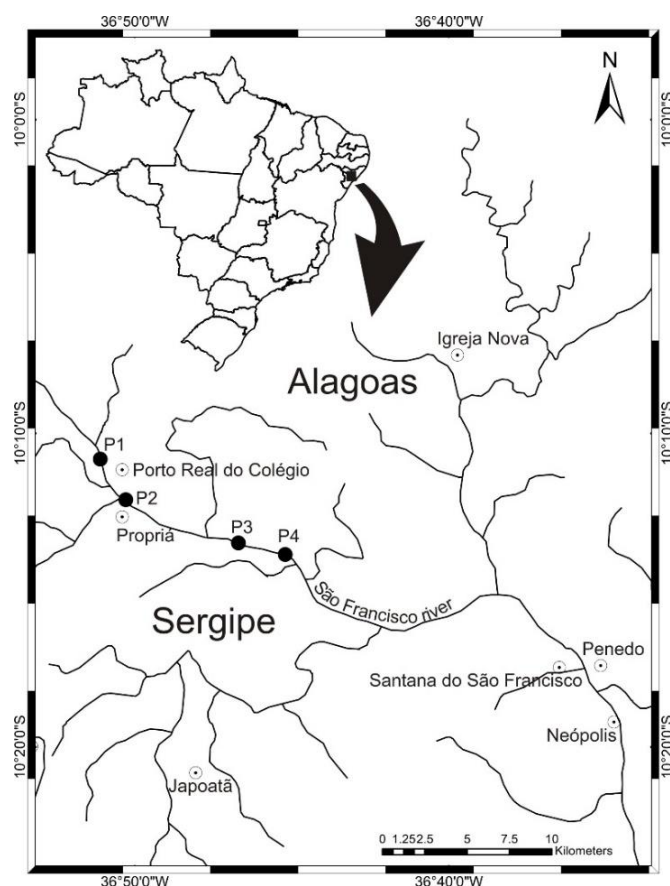


Figura 1 – Região do Baixo São Francisco indicando os quatro pontos de coleta entre os estados de Alagoas e Sergipe.

3.2 Coleta do material biológico

Amostragens bimestrais (abril/2015 a março/2016) padronizadas para captura de peixes foram realizadas nas quatro localidades (descritas no item 4.1) através de quatro lances de rede de arrasto (10 m de comprimento, malha 5 mm) próximo à margem do rio com presença de macrófitas aquáticas (profundidade média de 70 cm), no período vespertino. Os espécimes coletados nos arrastos foram anestesiados com eugenol, fixados em formol a 10% e posteriormente transferidos para álcool 70% (Carvalho *et al.*, 2015).

3.3 Procedimentos em laboratório

No Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal de Sergipe (UFS) os espécimes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, seguido do registro do comprimento padrão (CP, em cm) e da massa corporal (PC, em g) através de uma balança semi-analítica de precisão 0,01g. Para a análise do conteúdo estomacal foram selecionados até cinco espécimes de cada espécie por ponto amostral e por coleta. Para verificar se o número de estômagos analisados foi suficiente para indicar

a dieta e representar os itens alimentares disponíveis nos locais de coleta, foram construídas curvas de acumulação de acordo com o estimador de diversidade Jackknife 1, considerado o de melhor desempenho no caso de alta heterogeneidade (Cam *et al.*, 2002). As curvas foram aplicadas para as quatro espécies mais abundantes e frequentes, baseadas na premissa que espécies generalistas tendem a explorar o maior número de recursos disponíveis no ambiente. Foram utilizados dados dos volumes de cada item alimentar por estômago em cada espécie. A estabilização da curva de acumulação representa que houve a exploração significativa desses recursos e o número de espécimes analisados foi suficiente.

Os espécimes selecionados foram dissecados para retirada dos respectivos estômagos, que por sua vez foram etiquetados e conservados em álcool a 70% para posterior análise do conteúdo com o auxílio de microscópio estereoscópico. Estômagos vazios não foram considerados, e neste caso mais um espécime foi dissecado para a análise do estômago.

Os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando bibliografia especializada (Mugnai, Nessimian e Baptista, 2010; Gullan e Cranston, 2012; Triplehorn e Johnson, 2013, Hamada, Nessimian e Querino, 2014), agrupados em categorias ecológicas e classificados quando à sua origem (autóctones ou alóctones). Os itens de difícil identificação foram encaminhados para especialistas nos respectivos grupos.

A quantificação dos itens foi realizada por meio do método volumétrico (Hyslop 1980), usando uma proveta graduada e preenchida com água onde cada item é introduzido separadamente e o seu volume mensurado pelo deslocamento da coluna d'água para os itens maiores, ou com auxílio de uma placa de vidro com bordas de 1mm de altura e uma escala milimétrica, para os itens menores, conforme descrito em Albrecht e Caramaschi (2003).

3.4 Análise de dados

3.4.1 Abundância e frequência das espécies

A avaliação da abundância e frequência das espécies de peixes coletadas foi determinada segundo Garcia e Vieira (2001). Foram consideradas abundantes as espécies que apresentaram captura percentual (PN%) maior do que a razão $100/S$, onde S é o número de espécies presentes naquela estação. Foram consideradas frequentes em uma determinada estação do ano as espécies que apresentaram frequência de ocorrência (FO%) maior do que 50% naquela estação. Dessa forma, as espécies foram classificadas e agrupadas em função de seus valores de PN% e FO% em: (1) abundantes e frequentes ($PN\% > 100/S$ e $FO\% > 50$); (2) abundantes e pouco frequentes ($PN\% > 100/S$ e $FO\% < 50$); (3) pouco abundantes e frequentes ($PN\% < 100/S$ e $FO\% > 50$) e (4) pouco

abundantes e pouco frequentes ($PN\% < 100/S$ e $FO\% < 50$). Foram calculados o $PN\%$ e $FO\%$ para cada espécie em todos os pontos de coleta e para cada período.

3.4.2 Uso de Recursos alimentares

O uso de recursos alimentares pela comunidade de peixes foi caracterizado utilizando o conjunto de dados dos conteúdos estomacais de todas as espécies analisadas. Todos os parâmetros a seguir foram calculados para cada ponto em cada período (seco e chuvoso) e os testes estatísticos direcionados para verificar diferenças nos padrões de uso de recursos entre os diferentes pontos e períodos seco e chuvoso.

3.4.2.1 Riqueza e diversidade de itens consumidos

A fim de se caracterizar o espectro alimentar em cada ponto e período amostral foram calculadas a riqueza e o índice de diversidade de Simpson. O cálculo foi realizado no programa R (R CORE TEAM, 2016) através do pacote *vegan* 2.4-5 (Oksanen *et al.*, 2017). Para tal, foram utilizadas matrizes de dados com o volume de todos os itens consumidos por todos os indivíduos estudados em cada ponto e período amostral. O índice de diversidade de Simpson foi utilizado como uma medida da amplitude de recursos utilizados pela comunidade de peixes, avaliando os itens alimentares mais frequentes.

Os valores de riqueza e diversidade de itens foram testados quanto às premissas estatísticas de normalidade e homogeneidade das variâncias. Análises não paramétricas, teste U (Zar, 1984) e Kruskal-Wallis (Zar, 1984) foram utilizadas para identificar diferenças nos valores de riqueza e diversidade de itens entre períodos e entre pontos de coleta, respectivamente. Todas as análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2016) através do pacote *Stats*, com nível de significância de 5%.

3.4.2.2 Proporção de itens consumidos

A proporção volumétrica de cada uma das categorias taxonômicas de itens foi calculada para todos os indivíduos em todos os pontos e períodos estudados. Para identificar se houve diferença entre os pontos nos períodos seco e chuvoso foi realizada a análise de similaridade ANOSIN (two-way). Dissimilaridades na composição da dieta foram visualizadas em uma escala multidimensional não-métrica (NMDS) e os itens responsáveis pela variação foram identificados com uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER). Todos os testes foram realizados com 999 permutações e

utilizando o coeficiente Bray-Curtis de similaridade de valores quadrados. Foi considerado 5% de significância e as análises foram realizadas com o pacote de software PRIMER (versão 6.1.6; PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido).

3.4.2.3 Proporção de itens de origem alóctone ou autóctone

Os itens alimentares foram classificados quanto à sua origem em alóctone, autóctone ou não Identificado. A proporção volumétrica desses itens foi calculada para cada ponto e período considerando todas as espécies analisadas. Para as espécies mais abundantes e frequentes as análises foram feitas separadamente também considerando os pontos e períodos. Os itens de origem não identificada foram excluídos dessa análise.

3.4.2.4 Índice Alimentar (IAi%)

A dieta das espécies de peixes foi definida pelos métodos de frequência de ocorrência (FO%) e do volume relativo (VO%) (Hyslop, 1980). A frequência de ocorrência foi calculada relacionando a presença de cada item alimentar (frequência absoluta – FA) no conjunto total de estômagos com alimento (total de estômagos – N) através da seguinte fórmula: $FO = (FA/N) \times 100$. Para o cálculo do volume relativo, considerou-se o volume total de cada item alimentar (V_i) em relação ao volume total de todos os itens alimentares (V_t), a partir da fórmula: $VO = (\sum V_i / \sum V_t) \times 100$ (Sticca, 2013; Ximenes, 2014).

Com o objetivo de avaliar a importância dos itens alimentares de cada espécie, a frequência de ocorrência (FO%) e volume relativo (VO%) foram utilizados no cálculo do Índice Alimentar (IAi%), através da seguinte fórmula: $IAi = [FO \times VO / \sum (FO \times VO)] \times 100$ (Kawakami e Vazzoler, 1980). Para as espécies mais abundantes e frequentes foi calculado o IAi entre os períodos seco e chuvoso, e pontos amostrais.

3.4.2.5 Guildas tróficas

As espécies foram classificadas em guildas tróficas de acordo com a similaridade na dieta. A partir dos valores de volume relativo das categorias de itens alimentares consumidas por cada espécie, foi realizada uma análise de *cluster* utilizando a média não ponderada, a partir de uma matriz de Distância Euclidiana, com o pacote de software PRIMER (versão 6.1.6; PRIMER-E, Plymouth, Reino Unido). As espécies agrupadas, a uma distância de ligação de 0,5, tiveram suas guildas nomeadas de acordo com o item alimentar comum predominante em suas dietas. As guildas tróficas

das espécies com menos de cinco indivíduos foram estabelecidas de acordo com dados da literatura para a espécie ou gênero.

3.4.2.6 Partilha de recursos

Para avaliar a partilha de recursos entre as espécies nos pontos e períodos estudados foi utilizado o índice de sobreposição alimentar de Pianka (1973) dado pela fórmula:

$$\theta_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n p_{ij}^2 \sum_{i=1}^n p_{ik}^2}}$$

Onde:

θ_{jk} mede a sobreposição de nicho entre as espécies j e k ;

p_{ij} é a proporção do item i consumido pela espécie j ;

p_{ik} é a proporção do item i consumido pela espécie k e,

n é o número total de recursos.

O cálculo das sobreposições alimentares pareadas foi realizado com o auxílio do programa Ecosim 700 (Gotelli e Entsminger, 2001), através dos volumes relativos dos itens alimentares consumidos por espécie nos pontos estudados. Este índice varia de 0 a 1, com 0 representando que as espécies não utilizam nenhum recurso em comum e 1 representando total sobreposição no uso de recursos. Valores de sobreposição alimentar superiores a 0,6 (60% de sobreposição) foram considerados arbitrariamente como de sobreposição significativa (Novakowski, Hahn e Fugli, 2008; Pereira, 2010).

O programa gera uma matriz com resultados de sobreposição par a par e também um valor para toda a comunidade, que foi comparado com um valor gerado por simulação (permutações de Monte Carlo) de “pseudocomunidades” (Gotelli e Graves, 1996; Winemiller e Pianka, 1990). Valores significativamente menores dos que os observados ao acaso (modelo nulo) indicam partilha (segregação) de recursos, ao passo que valores significativamente maiores indicam compartilhamento (sobreposição) de recursos dentro da comunidade. Valores não significativos indicam que os padrões de sobreposição observados não diferem do esperado ao acaso. A razão entre o número de sobreposições encontradas ($>0,6$) e o número de pares formados (porcentagem de sobreposição alimentar) foi calculada para cada ponto estudado a fim de evitar que o número de espécies por ponto interfira na interpretação dos valores de sobreposição.

Foi utilizado o algoritmo de randomização RA2 para testar padrões aleatórios de utilização de recursos (Winemiller e Pianka, 1990) para cada ponto e período estudado. Este algoritmo parte do

pressuposto da largura de nicho relaxada, ou seja, o grau de especialização de cada espécie não é preservado, os recursos não utilizados pelas espécies não podem ser usados nas matrizes simuladas (estado zero retido) e considera a disponibilidade e abundância de cada item alimentar, usando seus dados de eletividade de acordo com a soma do volume relativo de cada item.

3.4.2.7 Teias tróficas

Teias tróficas bipartidas entre os peixes (consumidores) e os itens alimentares (recurso) foram construídas a partir dos dados de dieta das espécies. Para visualização das teias e cálculos das suas propriedades foram elaboradas matrizes para cada ponto de coleta e período amostral com os valores de volume relativo do consumo de cada item alimentar pelas espécies de peixes.

As seguintes propriedades das teias tróficas foram calculadas para os quatro pontos estudados em todas as amostragens: número de espécies tróficas/nós (S), número de ligações (L), conectância e densidade de ligações (Pimm, Lawton e Cohen, 1991). Estas propriedades foram calculadas para dois diferentes limiares de ligação (LT): todas as ligações observadas (LT=0,00) e, somente às ligações de maior força (LT=0,05) para melhores inferências sobre a estabilidade e complexidade das teias. As ligações de maior força foram consideradas excluindo os volumes relativos menores que 0,05.

O Número de nós (S) representa o tamanho da teia trófica em termos de número de espécies tróficas e corresponde à soma de todos os predadores e presas da teia. O número de ligações (L) corresponde ao número de interações observadas entre os peixes e os itens alimentares e foi determinado pelo número de células não vazias na planilha. A conectância (C) representa a proporção de interações realizadas em relação ao total possível (Giacomini e Petrere, 2010; Thompson *et al.*, 2012). O cálculo da conectância foi realizado dividindo o número de ligações realizadas (L) pelo número de ligações possíveis, excluindo o canibalismo, através da fórmula:

$$C = \frac{L}{S \times (S - 1)}$$

A densidade das ligações revela o número médio de ligações por espécie funciona como uma medida da média de especialização da dieta através da teia alimentar (Thompson *et al.*, 2012). Para este cálculo também foram utilizados o número de ligações (L) e o número de nós (S):

$$D = L/S$$

Após realização de testes de normalidade e homocedasticidade, análises multivariadas foram utilizadas para verificar diferença entre os pontos (Anova e Kruskal-Wallis) e períodos (teste t e teste U) nos valores de número de ligações, número de nós, conectância e densidade de ligações em

LT=0,00 e em LT=0,05. Todas as análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2016), com nível de significância de 5%.

Para visualizar as conexões tróficas em cada trecho estudado, foram construídas teias bipartidas entre os peixes (consumidores) e os itens alimentares (recurso) através do programa Pajek (Batagelj e Mrvar, 1996). Foram construídas 12 teias a partir de matrizes com valores relativos do volume de itens alimentares consumido para cada ponto, período e limiares de ligação (LT=0,00 e LT=0,05). As ligações mais densas correspondem aos recursos consumidos por um número elevado de peixes, ou vice-versa.

4. RESULTADOS

4.1 Abundância e frequência das espécies

Foram coletados 11.651 espécimes de 33 espécies. Destes, 2012 indivíduos foram amostrados no Ponto 1, 3275 no Ponto 2, 3297 no Ponto 3 e 3067 no Ponto 4. No período seco, foram coletados 4.936 espécimes e na chuva 6.715, que variaram o comprimento padrão de 1,0 cm a 12,1 cm (Tabela 1).

Tabela 1 – Abundância e amplitude de comprimento padrão (CP, em cm) das espécies de peixes amostrados de acordo com o período (Seca, Chuva) e pontos de coleta (P1, P2, P3, P4) no Baixo São Francisco. (n = abundância total de cada espécie)

ORDEM/Família/Espécies	n	Seca	Chuva	P1	P2	P3	P4	CP
CHARACIFORMES								
Crenuchidae								
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	2	0	2	0	0	2	0	1,6 – 2,3
Erythrinidae								
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	3	0	3	1	0	2	0	4,3 – 4,5
Serrasalminidae								
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)	5	3	2	1	0	1	3	3,0 – 8,3
<i>Myleus micans</i> (Lütken 1875)	5	4	1	1	2	0	2	1,6 – 2,9
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	24	10	14	5	2	4	13	1,3 – 4,8
Anostomidae								
<i>Leporinus piau</i> Fowler 1941	1	0	1	0	0	0	1	2,8
Curimatidae								
<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	9	0	9	0	0	9	0	2,0 – 3,8
Iguanodectidae								
<i>Bryconops affinis</i> (Günther 1864)	67	13	54	8	7	37	15	1,8 – 9,1
Acestrorhynchidae								
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	3	3	0	1	0	0	2	3,4

Continua...

ORDEM/Família/Espécies	n	Seca	Chuva	P1	P2	P3	P4	CP
Characidae								
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	1111	634	477	286	425	197	203	1,4 – 6,2
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	126	18	108	9	26	50	41	1,6 – 7,2
CHARACIFORMES								
Characidae								
<i>Compsura heterura</i> Eigenmann 1915	10	0	10	0	0	10	0	2,4 – 2,9
<i>Hemigrammus brevis</i> Ellis 1911	944	357	587	126	153	130	538	1,5 – 2,6
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	7152	3397	3755	1079	2493	1713	1867	1,6 – 3,2
<i>Hyphessobrycon micropterus</i> (Eigenmann 1915)	7	3	4	0	0	2	5	1,5 – 2,5
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner 1907)	6	2	4	2	1	3	0	1,5 – 3,6
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann 1911	405	263	142	95	64	16	230	1,7 – 3,0
<i>Roeboides xenodon</i> (Reinhardt 1851)	7	0	7	0	2	5	0	2,6 – 3,3
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	3	3	0	0	1	0	2	2,0 – 2,9
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken 1875)	951	12	939	2	3	918	28	1,3 – 2,9
<i>Tetragonopterus chalcus</i> Spix & Agassiz 1829	13	1	12	2	0	10	1	2,3 – 4,0
GYMNOTIFORMES								
Sternopygidae								
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	1	1	0	0	0	0	1	11,5
SYNGNATHIFORMES								
Syngnathidae								
<i>Microphis brachyurus</i> (Bleeker 1854)	2	2	0	0	0	0	2	9,6 – 10,1
GOBIIFORMES								
Gobiidae								
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822)	9	3	6	2	0	1	6	2,4 – 12,1
CICHLIFORMES								
Cichlidae								
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz 1831)	3	0	3	0	0	3	0	1,9 – 2,1
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander 1983	7	1	6	3	1	2	1	2,0 – 11,0
<i>Crenicichla</i> sp. Heckel 1840	19	0	19	11	2	1	5	2,6 – 8,3
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	327	58	269	283	38	4	2	1,6 – 4,0
CYPRINODONTIFORMES								
Cynolebiidae								
<i>Rivulus</i> sp.	1	0	1	0	0	1	0	1,5
Poeciliidae								
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn 1916)	342	117	225	64	34	154	90	1,4 – 3,2
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	1	0	1	0	0	1	0	1,9
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	83	29	54	31	21	21	10	1,0 – 3,7
PERCIFORMES								
Carangidae								
<i>Caranx</i> sp.	2	2	0	0	0	0	2	7,7 – 9,0

A maior parte dos peixes coletados e analisados foram de pequeno porte com comprimento padrão até 4 centímetros (Figura 2), representados principalmente por *C. heterura*, *C. zebra*, *H.*

brevis, *H. marginatus*, *H. micropterus*, *M. costae*, *P. franciscoensis*, *P. hollandi*, *P. reticulata*, *P. vivipara*, *Rivulus* sp., *R. xenodon*, *S. heterodon*, *S. piaba*, *T. chalceus*.

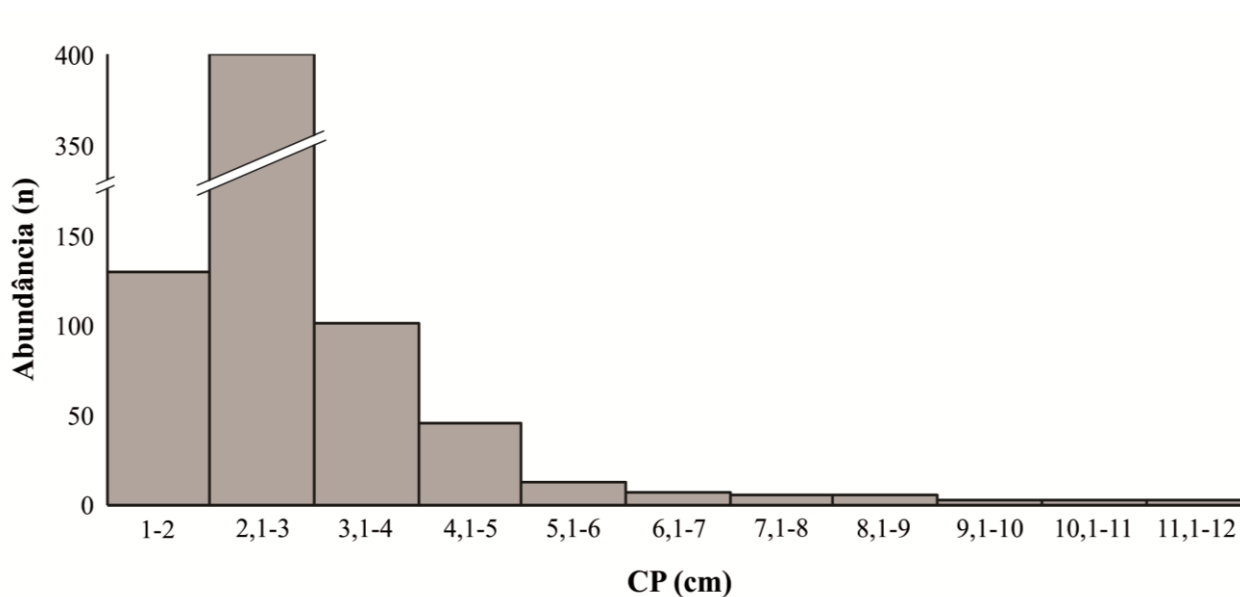


Figura 2 – Gráfico da amplitude de tamanho (comprimento padrão – CP) de acordo com a abundância das espécies analisadas das quatro localidades (P1, P2, P3 e P4) no Baixo São Francisco.

Hemigrammus brevis e *Hemigrammus marginatus* foram as espécies mais abundantes e frequentes nos dois períodos, juntamente com *Astyanax fasciatus* (Tabela 2). No período chuvoso, *Oreochromis niloticus* e *Serrapinnus piaba* foram encontrados em grande abundância e alta frequência, e no período seco a abundância diminuiu e a frequência permaneceu alta. O contrário ocorreu com *Phenacogaster franciscoensis* que foi abundante e frequente no período seco, e no período chuvoso foi pouco abundante.

Essa conformidade foi alterada em algumas espécies quando são considerados os pontos (Tabela 3). A espécie *Astyanax fasciatus* só não foi frequente e abundante no Ponto 4, onde demonstrou abundância e pouca frequência, assim como *Serrapinnus piaba* no Ponto 3. Somente no Ponto 2 que *Hemigrammus brevis* foi pouco abundante e frequente e *Phenacogaster franciscoensis* foi abundante e frequente apenas no Ponto 4.

No período chuvoso foi amostrada uma frequência maior de espécies, como *Hyphessobrycon micropterus*, *Moenkhausia costae* e *Tetragonopterus chalceus*, os quais na seca ocorreram em pouca abundância e frequência. O inverso ocorreu com *Metynnis lippincottianus* que no período seco foi observada maior frequência do que na chuva. Dentre as espécies com pouca abundância destacam-se aquelas de maior porte que variam de 4,1 a 12 cm de comprimento padrão (Figura 2), como *Serrasalmus brandtti*, *Crenicichla* sp., *Hoplias malabaricus*, *Cichlasoma sanctifranciscense* e *Astyanax lacustris*.

Nenhuma espécie foi classificada como abundante e pouco frequente de acordo com os períodos, sendo mais comum ocorrer nas macrófitas aquáticas aquelas com abundância reduzida e frequência alta, como *Astyanax lacustris*, *Bryconops affinis*, *Pamphorichthys hollandi* e *Poecilia vivipara*, que ocorreram nos dois períodos.

Tabela 2 – Abundância e frequência das espécies de peixe coletadas no Baixo São Francisco nos períodos seco e chuvoso.

Período	Abundante e Frequente	Abundante e Pouco frequente	Pouco abundante e frequente	Pouco abundante e pouco frequente
Período chuvoso	<i>Astyanax fasciatus</i> <i>Hemigrammus brevis</i> <i>Hemigrammus marginatus</i> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Serrapinnus piaba</i>	----	<i>Astyanax lacustris</i> <i>Awaous tajasica</i> <i>Bryconops affinis</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Curimatella lepidura</i> <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Hyphessobrycon micropterus</i> <i>Moenkhausia costae</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i> <i>Poecilia vivipara</i> <i>Roeboides xenodon</i> <i>Serrassalmus brandtii</i> <i>Tetragonopterus chalceus</i>	<i>Astronotus ocellatus</i> <i>Characidium zebra</i> <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Compsura heterura</i> <i>Leporinus piau</i> <i>Metynnis lippincottianus</i> <i>Myleus micans</i> <i>Poecilia reticulata</i> <i>Rivulus</i> sp.
Período seco	<i>Astyanax fasciatus</i> <i>Hemigrammus brevis</i> <i>Hemigrammus marginatus</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i>	----	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Astyanax lacustris</i> <i>Bryconops affinis</i> <i>Metynnis lippincottianus</i> <i>Microphis brachyurus</i> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i> <i>Poecilia vivipara</i> <i>Serrapinnus heterodon</i> <i>Serrapinnus piaba</i> <i>Serrassalmus brandtii</i>	<i>Awaous tajasica</i> <i>Caranx</i> sp. <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Eigenmannia virescens</i> <i>Hyphessobrycon micropterus</i> <i>Moenkhausia costae</i> <i>Myleus micans</i> <i>Tetragonopterus chalceus</i>

Tabela 3 – Abundância e frequência das espécies de peixe coletadas no Baixo São Francisco nos quatro pontos amostrados.

Ponto	Abundante e Frequente	Abundante e Pouco frequente	Pouco abundante e frequente	Pouco abundante e pouco frequente
Ponto 1	<i>Astyanax fasciatus</i> <i>Hemigrammus brevis</i> <i>Hemigrammus marginatus</i> <i>Oreochromis niloticus</i>	----	<i>Astyanax lacustris</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i> <i>Poecilia vivipara</i>	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Awaous tajasica</i> <i>Bryconops affinis</i> <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Metynnis lippincottianus</i> <i>Moenkhausia costae</i> <i>Myleus micans</i> <i>Serrapinnus piaba</i> <i>Serrassalmus brandtii</i> <i>Tetragonopterus chalceus</i>
Ponto 2	<i>Astyanax fasciatus</i> <i>Hemigrammus marginatus</i>	----	<i>Astyanax lacustris</i> <i>Hemigrammus brevis</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i>	<i>Bryconops affinis</i> <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Moenkhausia costae</i> <i>Myleus micans</i> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Poecilia vivipara</i> <i>Roeboides xenodon</i> <i>Serrapinnus heterodon</i> <i>Serrapinnus piaba</i> <i>Serrassalmus brandtii</i>
Ponto 3	<i>Astyanax fasciatus</i> <i>Hemigrammus brevis</i> <i>Hemigrammus marginatus</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i>	<i>Serrapinnus piaba</i>	<i>Astyanax lacustris</i>	<i>Astronotus ocellatus</i> <i>Awaous tajasica</i> <i>Bryconops affinis</i> <i>Characidium zebra</i> <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Compsura heterura</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Curimatella lepidura</i> <i>Hoplias malabaricus</i> <i>Hyphessobrycon micropterus</i> <i>Metynnis lippincottianus</i> <i>Moenkhausia costae</i> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i> <i>Poecilia reticulata</i> <i>Poecilia vivipara</i> <i>Rivulus</i> sp. <i>Roeboides xenodon</i> <i>Serrassalmus brandtii</i> <i>Tetragonopterus chalceus</i>
Ponto 4	<i>Hemigrammus brevis</i> <i>Hemigrammus marginatus</i> <i>Phenacogaster franciscoensis</i>	<i>Astyanax fasciatus</i>	<i>Astyanax lacustris</i> <i>Bryconops affinis</i> <i>Serrapinnus piaba</i>	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> <i>Awaous tajasica</i> <i>Caranx</i> sp. <i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> <i>Crenicichla</i> sp. <i>Eigenmannia virescens</i> <i>Hyphessobrycon micropterus</i> <i>Leporinus piau</i> <i>Metynnis lippincottianus</i> <i>Microphis brachyurus</i> <i>Myleus micans</i> <i>Oreochromis niloticus</i> <i>Pamphorichthys hollandi</i> <i>Poecilia vivipara</i> <i>Serrapinnus heterodon</i> <i>Serrassalmus brandtii</i> <i>Tetragonopterus chalceus</i>

4.2 Uso de recursos alimentares

A curva de acumulação de itens alimentares feita para as quatro espécies mais abundantes e frequentes mostrou estabilização em 85% para *Hemigrammus marginatus*, 80% para *H. brevis*, 78% para *A. fasciatus* e 75% para *P. franciscoensis*. Essa significativa relação mostra que o número de estômagos analisados foi suficiente para apontar a utilização dos recursos disponíveis no ambiente. A partir disso, foram analisados 777 estômagos com registro de 42 itens alimentares distribuídos em 14 categorias (Tabela 4).

Tabela 4 – Agrupamento dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes em 14 categorias ecológicas nos quatro pontos amostrais no Baixo São Francisco.

Categorias	Itens incluídos
Algas	Algas filamentosas e algas talosas
Microcrustáceos	Copepoda, Ostracoda e Cladocera
Fragmentos de insetos	Fragmentos de insetos não identificados
Matéria orgânica	Material digerido
Insetos Imaturos	larva de Diptera, pupa de Diptera, ninfa de Hemiptera, pupa de Hymenoptera, larva de Coleoptera, ninfa de Ephemeroptera, ninfa de Odonata, ovos de insetos, larva de Trichoptera e pupa de Trichoptera
Artrópodos aquáticos	Hemiptera, Coleoptera, Ácaro e Blattodea
Artrópodos terrestres	Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Psocoptera, Phlaeothripidae, Trichoptera, Arachnida, Formicidae, Odonata e Auchenorrhyncha
Decapoda	Camarão e tanaidáceo
Moluscos	Bivalvia e Gastropoda
Peixes	Characidae, Poeciliidae e escamas
Helmintos	Nematoda parasita e Trematoda
Sedimento	Sedimento arenoso
Material vegetal	Fragmentos vegetais terrestres
Protozoário	Tecameba

4.2.1 Riqueza e diversidade de itens consumidos

Não foram encontradas diferenças significativas nos valores de riqueza (U Mann-Whitney; $z=0,50$; $p=0,62$) e diversidade (U Mann-Whitney; $z=-0,51$; $p=0,61$) de itens consumidos entre os períodos, nem na relação entre diversidade e pontos (Kruskall-Wallis; $H=4,78$; $p=0,19$). Porém, os valores de riqueza de itens consumidos foram significativamente diferentes entre os pontos (Kruskall-Wallis; $H=8,41$; $p=0,04$), mas não foram observadas diferenças significativas nas Comparações múltiplas. Apesar disso, os valores médios de riqueza (Tabela 5) foram superiores dos pontos 1 e 2 no período chuvoso e 3 e 4 no período seco.

Tabela 5 – Valores médios e desvio padrão de riqueza (S) e diversidade (1-D) de itens alimentares consumidos pela comunidade de peixes nos períodos chuvoso e seco nos quatro pontos estudados no Baixo São Francisco.

	(S)	(1-D)
Período chuvoso		
Ponto 1	2.71 ± 1.80	0.27 ± 0.27
Ponto 2	2.38 ± 1.50	0.22 ± 0.26
Ponto 3	2.57 ± 1.42	0.23 ± 0.24
Ponto 4	2.22 ± 1.21	0.23 ± 0.25
Período seco		
Ponto 1	1.85 ± 0.90	0.17 ± 0.22
Ponto 2	2.24 ± 1.19	0.23 ± 0.24
Ponto 3	2.95 ± 1.61	0.34 ± 0.27
Ponto 4	2.53 ± 1.53	0.29 ± 0.27

4.2.2 Proporção de itens consumidos

No ponto 1, as categorias de itens alimentares com maior proporção volumétrica no período chuvoso foram Matéria orgânica (46%), Algas (24%) e Insetos Imaturos (15%) (Anexo 1), enquanto no período seco os destaques foram Artrópodos terrestres (32%), Matéria orgânica (20%) e Decapoda (18%). No ponto 2, Algas (45%), Matéria orgânica (24%) e Fragmentos de insetos (14%) foram mais consumidos no período chuvoso, e Matéria orgânica (34%), Decapoda (26%) e Algas (19%) no período seco. No ponto 3 predominou a ingestão de Matéria orgânica (75%) no período chuvoso, e na seca, Algas (65%) e Matéria orgânica (18%). No ponto 4, Peixes (26%), Fragmentos de insetos (20%) e Algas (19%) foram os itens mais consumidos na chuva e Matéria orgânica (34%) e Insetos imaturos (30%) no período seco.

Não houve diferença significativa na proporção de itens consumidos entre períodos com influência dos pontos (Anosin *two-way*; $p=0,065$), diferente do que ocorreu entre os pontos com interferência dos períodos (Anosin *two-way*; $p=0,004$). Os itens alimentares responsáveis pela variação entre pontos (Tabela 6) foram Fragmentos de insetos para todas as relações significativas entre pontos, Insetos imaturos entre os pontos P1/P4 e P1/P3 e Algas para P2/P3 e P4/P3.

Tabela 6 – Abundância das categorias alimentares responsáveis pela variação entre os pontos (SIMPER – Anosim *two-way*) de acordo com as dissimilaridades significativas entre P1 e P4 (R=0,054, p=0,032), P1 e P3 (R=0,069, p=0,003), P2 e P3 (R=0,05, p=0,032) e P4 e P3 (R=0,048, p=0,017)

Categorias de itens alimentares	Abundância	Abundância	% de	%
	P1	P4	dissimilaridade	cumulativa
Fragmentos de insetos	0,99	1,31	17,64	17,64
Matéria orgânica	1,42	0,89	15,81	33,46
Insetos Imaturos	1,26	1,16	15,78	49,24
Algas	0,75	0,60	13,31	62,55
Microcrustáceos	0,40	0,63	10,42	72,97
Artrópodos terrestres	0,48	0,52	7,60	80,57
Sedimento	0,35	0,11	4,84	85,42
Material vegetal	0,38	0,22	4,55	89,96
Decapoda	0,28	0,08	3,22	93,19
	P1	P3		
Matéria orgânica	1,42	1,80	22,49	22,49
Insetos Imaturos	1,26	0,45	13,84	36,32
Fragmentos de insetos	0,99	0,64	13,55	49,87
Algas	0,75	1,05	12,65	62,52
Microcrustáceos	0,40	0,47	9,17	71,69
Artrópodos terrestres	0,48	0,36	7,34	79,03
Sedimento	0,35	0,45	6,80	85,83
Material vegetal	0,38	0,22	4,20	90,04
	P2	P3		
Matéria orgânica	1,19	1,80	24,20	24,20
Fragmentos de insetos	1,06	0,64	16,68	40,88
Algas	0,64	1,05	13,34	54,22
Artrópodos terrestres	0,70	0,36	11,11	65,33
Insetos Imaturos	0,52	0,45	9,96	75,28
Microcrustáceos	0,33	0,47	8,52	83,81
Sedimento	0,07	0,45	5,49	89,30
Helmintos	0,08	0,13	3,57	92,86
	P4	P3		
Matéria orgânica	0,89	1,80	19,89	19,89
Fragmentos de insetos	1,31	0,64	16,35	36,24
Algas	0,60	1,05	13,54	49,78
Insetos Imaturos	1,16	0,45	12,16	61,93
Microcrustáceos	0,63	0,47	11,66	73,59
Artrópodos terrestres	0,52	0,36	6,97	80,57
Sedimento	0,11	0,45	5,96	86,53
Material vegetal	0,22	0,22	4,84	91,36

4.2.3 Proporção de itens de origem alóctone e autóctone

O material autóctone foi responsável pela maior parte do alimento consumido pelos peixes nas macrófitas aquáticas, independentemente do ponto ou período (Figura 4), com exceção do Ponto 3 no período chuvoso (Figura 4A) e do Ponto 1 na seca (Figura 4B) onde a proporção volumétrica foi balanceada quanto à origem dos itens alimentares.

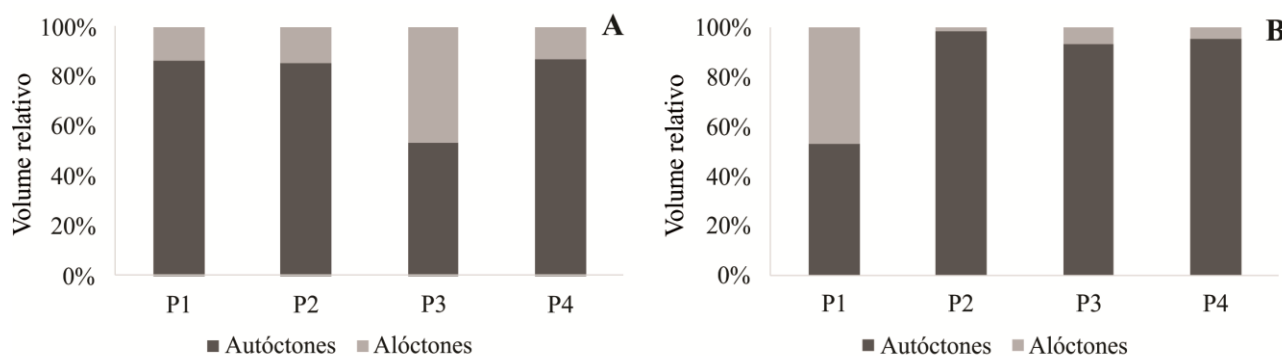


Figura 4 – Proporção de itens de origem autóctone e alóctone consumidos no período chuvoso (A) e seco (B) nos quatro pontos estudados no Baixo São Francisco.

Considerando apenas as espécies mais abundantes e frequentes (*Hemigrammus marginatus*, *Hemigrammus brevis*, *Phenacogaster franciscoensis* e *Astyanax fasciatus*), o consumo dos itens de origem autóctone representou a maior proporção volumétrica (Figuras 5 e 6), assim como para a comunidade (Figura 4). As espécies *H. brevis* e *P. franciscoensis* foram as que mais consumiram itens autóctones (principalmente Helmintos, Insetos imaturos e Microcrustáceos) tanto na chuva (97,92% e 96,34%, respectivamente) quanto na seca (90,46% e 90,58%, respectivamente). Na análise relacionada aos pontos (Figura 6), *H. brevis* não se alimentou de recursos alóctones nos pontos 1 e 3 e *P. franciscoensis* nos pontos 2 e 3.

A dieta das espécies *H. marginatus* e *A. fasciatus* apresentou maior presença de itens alóctones no período chuvoso (23,65% e 44,9%, respectivamente) e seco (11,62% e 31,54%, respectivamente) pelo consumo de Artrópodes terrestres e Material vegetal. Há um destaque para *A. fasciatus* quanto à proporção volumétrica de alimento alóctone, especialmente nos pontos 1 (54,56%) e 3 (57,19%), pela ingestão de Formicidae. *Hemigrammus marginatus* foi a única espécie abundante e frequente que mais ingeriu itens alóctones no Ponto 4 (23,4%) por causa do consumo de Material vegetal.

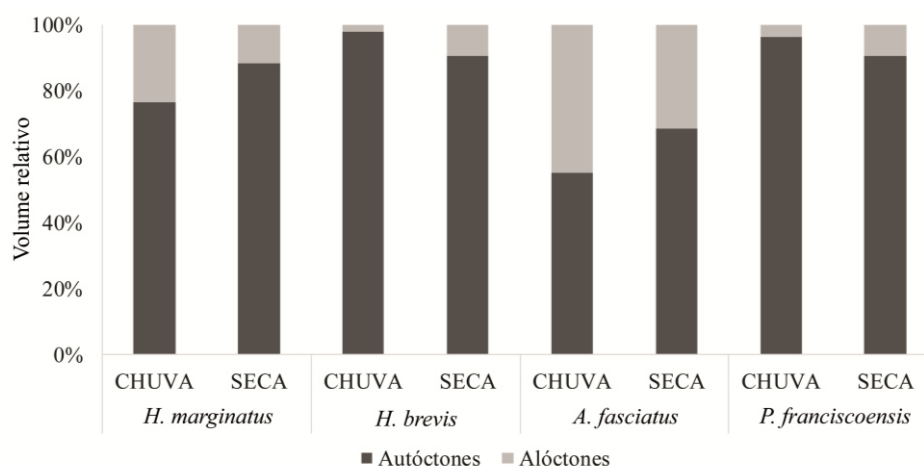


Figura 5 – Proporção de itens autóctones e alóctones pelas espécies de peixes (*H. marginatus*, *H. brevis*, *A. fasciatus* e *P. franciscoensis*) mais abundantes e frequentes nos dois períodos estudados no Baixo São Francisco.

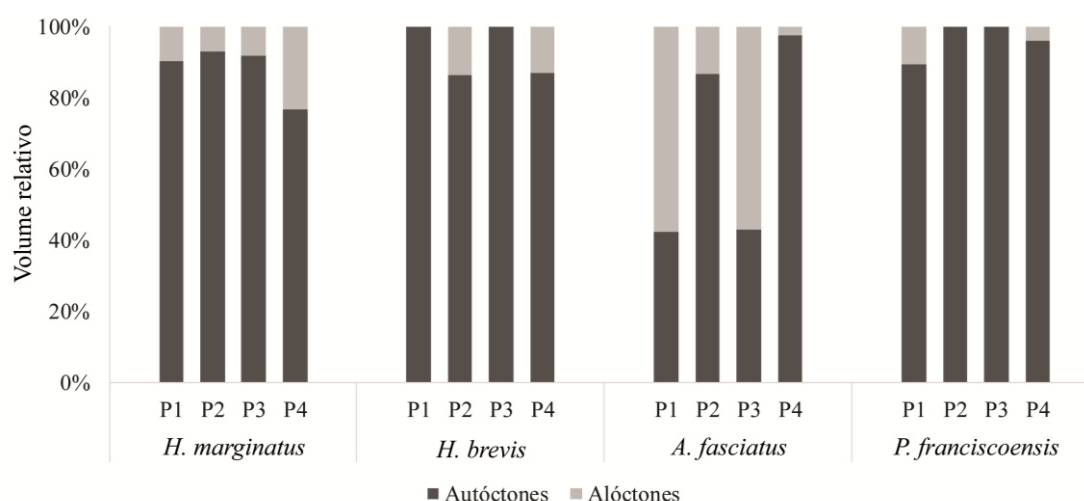


Figura 6 – Proporção de itens autóctones e alóctones pelas espécies de peixes (*H. marginatus*, *H. brevis*, *A. fasciatus* e *P. franciscoensis*) mais abundantes e frequentes nos quatro pontos amostrais no Baixo São Francisco.

4.2.4 Índice alimentar (IAi%)

O item alimentar mais importante (maior valor de IAi%) observado no maior número de espécies (14) foi Material digerido. Os insetos apresentaram um alto Índice Alimentar em 13 espécies, como Fragmento de inseto em *Bryconops affinis* (IAi%=49,9), *Myleus micans* (IAi%=36,7) e *Hemigrammus marginatus* (IAi%=29,3); Ninfa de Ephemeroptera em *Serrasalmus brandtii* (IAi%=79,5), *Microphis brachyurus* (IAi%=57,1), *Myleus micans* (IAi%=54,4) e *Crenicichla* sp. (IAi%=20,6); Blattodea em *Hoplias malabaricus* (IAi%=23,5); Larva de Diptera em *Characidium zebra* (IAi%=73,9) e *Awaous tajasica* (IAi%=22,4); e Ovos de insetos em *Microphis brachyurus* (IAi%=42,9).

O item Algas filamentosas também foi importante para 13 espécies, como *Metynnis lippincottianus* (IAi%=97,7), *Tetragonopterus chalceus* (IAi%=94,6), *Roeboides xenodon* (IAi%=94,4), *Serrapinnus piaba* (IAi%=78,6), *Oreochromis niloticus* (IAi%=65,2), *Pamphorichthys hollandi* (IAi%=40,9), *Astyanax lacustris* (IAi%=36,5), *Moenkhausia costae* (IAi%=35,1), *Astyanax fasciatus* (IAi%=23,9), *Hoplias malabaricus* (IAi%=23,5) e *Poecilia vivipara* (IAi%=21,3).

Os crustáceos com elevado Índice alimentar foram Ostracoda para *Astronotus ocellatus* (IAi%=100), *Hyphessobrycon micropterus* (IAi%=74,1), *Phenacogaster franciscoensis* (IAi%=58,9), *Moenkhausia costae* (IAi%=46,8) e *Hemigrammus brevis* (IAi%=38,8). A espécie *Caranx* sp. se alimentou principalmente Decapoda (IAi%=99,7), seguido de *Serrasalmus brandtii* (IAi%=4,8), e o item alimentar Cladocera foi importante para *Characidium zebra* (IAi%=9,2).

Apenas três espécies ingeriram principalmente peixes em suas dietas, como Characidae em *Crenicichla* sp. (IAi%=54,5) e *Serrasalmus brandtii* (IAi%=5,9), e Poeciliidae para *Cichlasoma sanctifranciscense* (IAi%=16,7). O item Sedimento foi importante para *Curimatella lepidura* (IAi%=83,9), *Compsura heterura* (IAi%=52,2), *Awaous tajasica* (IAi%=41,2) e *Cichlasoma sanctifranciscense* (IAi%=15,2). As espécies *C. heterura* e *C. sanctifranciscense* foram as únicas tiveram como itens importantes Nematoda parasita (IAi%=17,4) e Gastropoda (IAi%=19,0), respectivamente. Todos os valores de Índice Alimentar para todas as espécies estão no Anexo 1.

Considerando apenas as quatro espécies de peixe mais frequentes e abundantes neste estudo quanto ao período (Figura 7), para *A. fasciatus* os itens Algas filamentosas e Formicidae adulto apresentaram maiores valores do Índice Alimentar no período seco (IAi%=33,8 e 6,9, respectivamente) (Figura 7A e B). A espécie *H. brevis* (Figura 7C e D) apresentou maiores valores de IAi% de Ostracoda (IAi%=63,2) e Ninfa de Ephemeroptera (IAi%=6,2) na seca, e de Algas filamentosas (IAi%=17,9), Sedimento (IAi%=10,6) e Cladocera (IAi%=16,9) na chuva. Para *H. marginatus* (Figura 7E e F) Algas filamentosas (IAi%=15,2) e Fragmentos de insetos (IAi%=42,2) foram os itens mais importantes no período chuvoso do que no seco (IAi%=1,0 e 21,7, respectivamente). Ostracoda (IAi%=65,7) foi o item mais importante para *P. franciscoensis* (Figura 7G e H) na seca, seguido de Ninfa de Ephemeroptera (IAi%=27,9), e na chuva, Sedimento (IAi%=24,0), Fragmentos de insetos (IAi%=22,0) e Hemiptera aquático (IAi%=2,4) foram mais importantes.

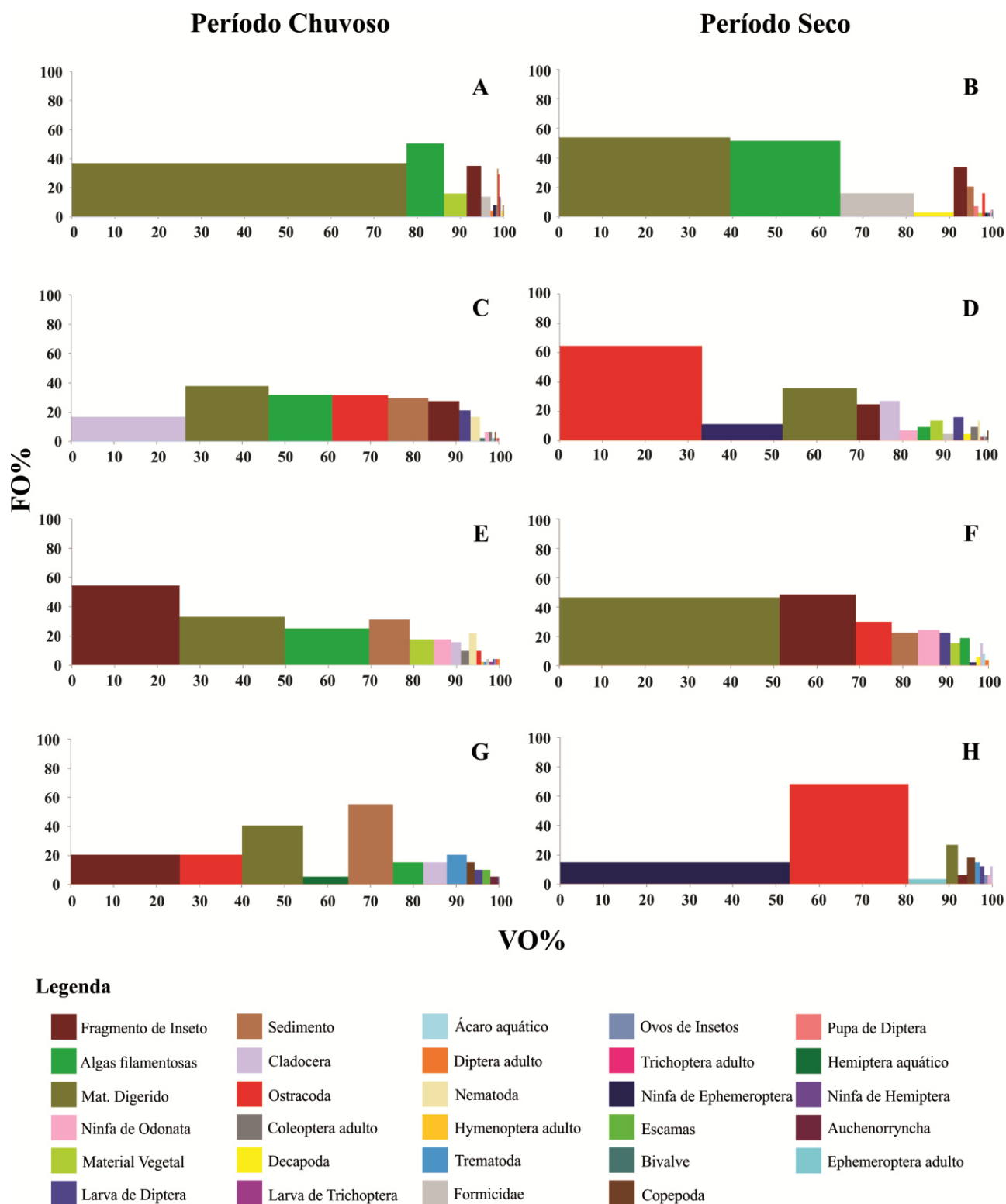


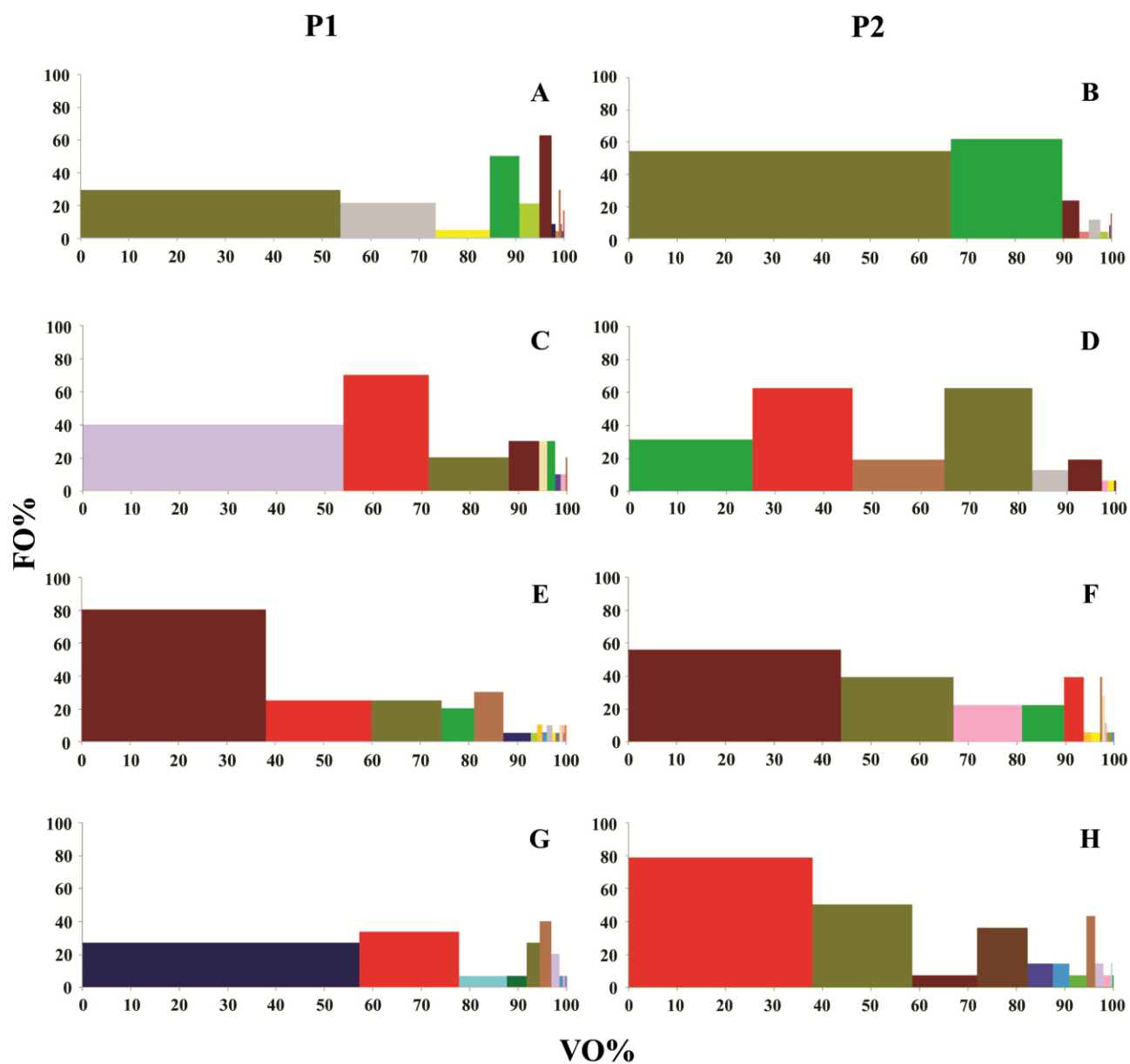
Figura 7 – Gráficos do Índice Alimentar (IAi%) (períodos chuvoso e seco) para as espécies mais abundantes e frequentes: *Astyanax fasciatus* (A e B), *Hemigrammus brevis* (C e D), *Hemigrammus marginatus* (E e F) e *Phenacogaster franciscoensis* (G e H).

O item alimentar Ostracoda foi importante para *H. brevis* (Ponto 1 – IAi%= 30,3; Ponto 2 – IAi%=33,7; Ponto 3 – IAi%=45; Ponto 4 – IAi%=28,2) e *P. franciscoensis* (Ponto 1 – IAi%= 26,9; Ponto 2 – IAi%=62,7; Ponto 3 – IAi%=85,2; Ponto 4 – IAi%=52,7) nos quatro pontos (Figura 8 e 9),

e para *H. marginatus* apenas no Ponto 1 (IAi%=12,4). Fragmentos de insetos se destacou em *H. marginatus* nos pontos 1 (IAi%=70,2), 2 (IAi%=60,2) e 4 (IAi%=33); em *H. brevis* nos pontos 1 (IAi%=4,6), 3 (IAi%=6) e 4 (IAi%=6,5); *A. fasciatus* somente no Ponto 1 (IAi%=6) e *P. franciscoensis* no Ponto 4 (IAi%=22,3).

No Ponto 3 o item Algas filamentosas não se destacou, sendo importante para *A. fasciatus* nos pontos 1 (IAi%=11,2), 2 (IAi%=27,4) e 4 (IAi%=46,7); *H. marginatus* e *H. brevis* nos pontos 2 (IAi%=4,7 e 21, respectivamente) e 4 (IAi%=10,5 e 7,7, respectivamente). Ninfa de Ephemeroptera foi importante apenas para *P. franciscoensis* no Ponto 1 (IAi%=60,9) e para *H. brevis* no Ponto 3 (IAi%=17). No Ponto 4, Larva de Diptera foi ingerido principalmente por *H. marginatus* (IAi%=5,5) e *H. brevis* (IAi%=4,4), e Material Vegetal foi importante apenas para *H. marginatus* (IAi%=13,2).

Outros itens exclusivos e importantes para determinadas espécies foram Ninfa de Odonata para *H. marginatus* nos pontos 2 (IAi%=7,7) e 4 (IAi%=15); Formicidae para *A. fasciatus* (IAi%=15,8) no Ponto 1; Copepoda (IAi%=7,8) no Ponto 2 e Trematoda (IAi%=14,2) no Ponto 3 para *P. franciscoensis*; e Cladocera para *H. brevis* nos pontos 1 (IAi%=53,6), 3 (IAi%=12,9) e 4 (IAi%=4,4).



Legenda

Fragmento de Inseto	Sedimento	Ácaro aquático	Ovos de Insetos	Pupa de Diptera
Algas filamentosas	Cladocera	Diptera adulto	Trichoptera adulto	Hemiptera aquático
Mat. Digerido	Ostracoda	Nematoda	Ninfa de Ephemeroptera	Ninfa de Hemiptera
Ninfa de Odonata	Coleoptera adulto	Hymenoptera adulto	Escamas	Auchenorryncha
Material Vegetal	Decapoda	Trematoda	Bivalve	Ephemeroptera adulto
Larva de Diptera	Larva de Trichoptera	Formicidae	Copepoda	

Figura 8 – Gráficos do Índice Alimentar (IAi%) (P1 e P2) para as espécies mais abundantes e frequentes: *Astyanax fasciatus* (A e B), *Hemigrammus brevis* (C e D), *Hemigrammus marginatus* (E e F) e *Phenacogaster franciscoensis* (G e H).

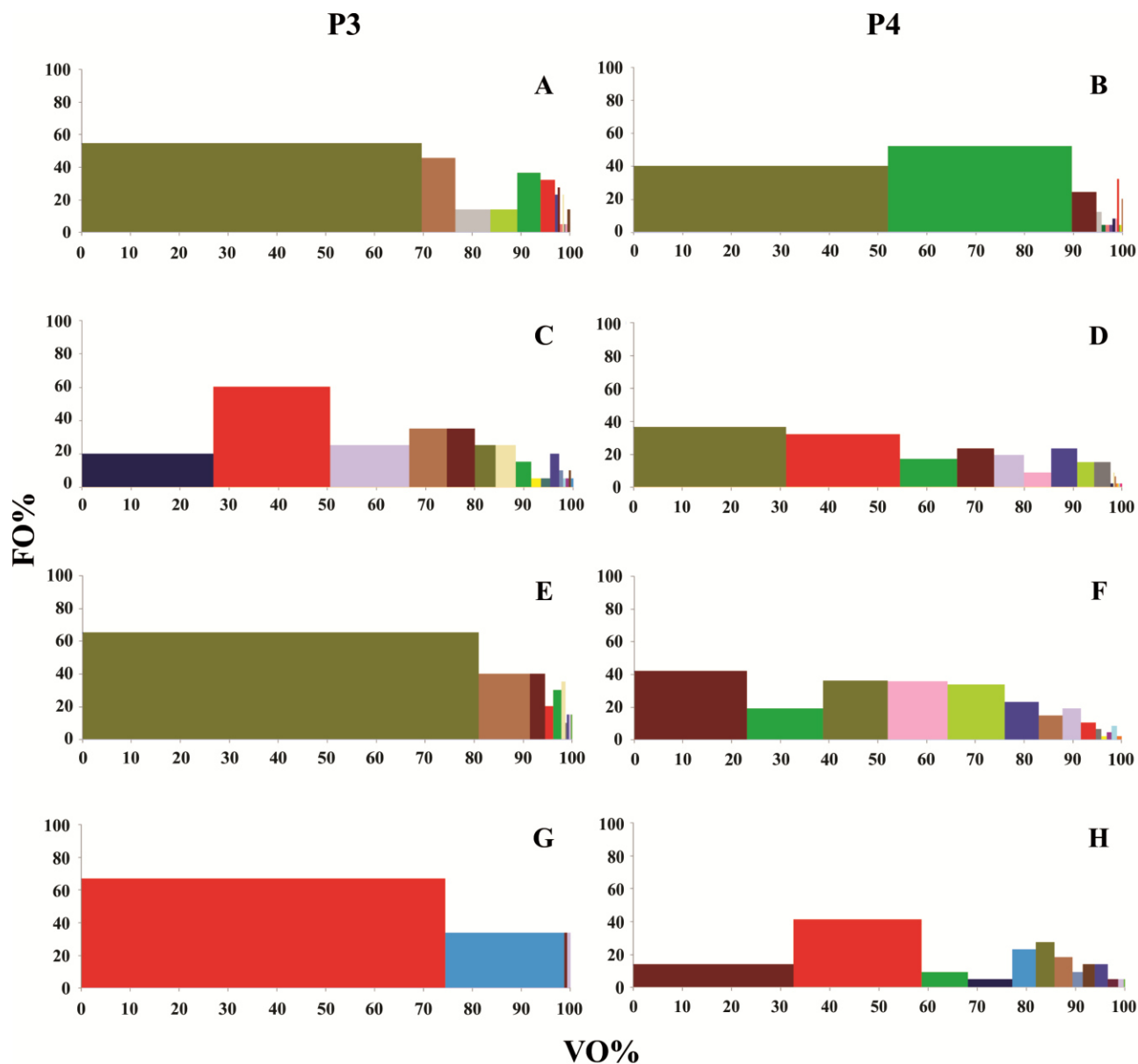


Figura 9 – Gráficos do Índice Alimentar (IAi%) (P3 e P4) para as espécies mais abundantes e frequentes: *Astyanax fasciatus* (A e B), *Hemigrammus brevis* (C e D), *Hemigrammus marginatus* (E e F) e *Phenacogaster franciscoensis* (G e H).

4.2.5 Guildas tróficas

Considerando todos os pontos e períodos de coleta, a análise de agrupamento evidenciou a formação de quatro grupos tróficos, sendo que oito espécies não foram agrupadas por apresentarem distância de ligação maior que 0,5 (Figura 10). As espécies foram classificadas como Invertívoros, Insetívoros, Onívoros e Algívoros.

As espécies *H. micropterus*, *P. franciscoensis* e *H. brevis* foram denominadas Invertívoras por se alimentarem principalmente de Insetos imaturos e microcrustáceos. Os insetívoros *H. marginatus* e *B. affinis* ingeriram Fragmentos de insetos e Insetos imaturos. As espécies do gênero *Astyanax* (*A. fasciatus* e *A. lacustris*) estão entre as onívoras por consumirem volume considerável de Algas e Insetos imaturos. O item alimentar com maior volume relativo encontrado nos Algívoros *P. hollandi*, *P. vivipara*, *S. piaba*, *O. niloticus*, *T. chaldeus*, *R. xenodon* e *M. lippincottianus* foi Alga. Destas últimas, as quatro primeiras espécies estão num subgrupo por ter sido observado grande volume de Matéria orgânica que não foi considerada um item alimentar diferencial por não apresentar claramente quais taxa envolve.

Piscívoros (*S. brandtii*, *Crenicichla* sp. e *C. sanctifranciscense*) não foram agrupados com a distância de ligação estabelecida (0,5) devido à ingestão de Insetos imaturos por *S. brandtii*, que o aproximou de *M. micans*, e ao consumo de Molusco por *C. sanctifranciscense*, item encontrado no estômago apenas dessa espécie. *M. costae* não está no grupo dos algívoros por também se alimentar de microcrustáceos. Foi encontrado elevado volume relativo de Sedimento nos estômagos de *A. tajasica*, *C. lepidura* e *C. heterura*, o que pode ter distanciado essas espécies em outros grupos. Além disso, Helminto foi um item alimentar importante para *C. heterura*, sendo consequentemente a segunda espécie mais distante das outras no *cluster*.

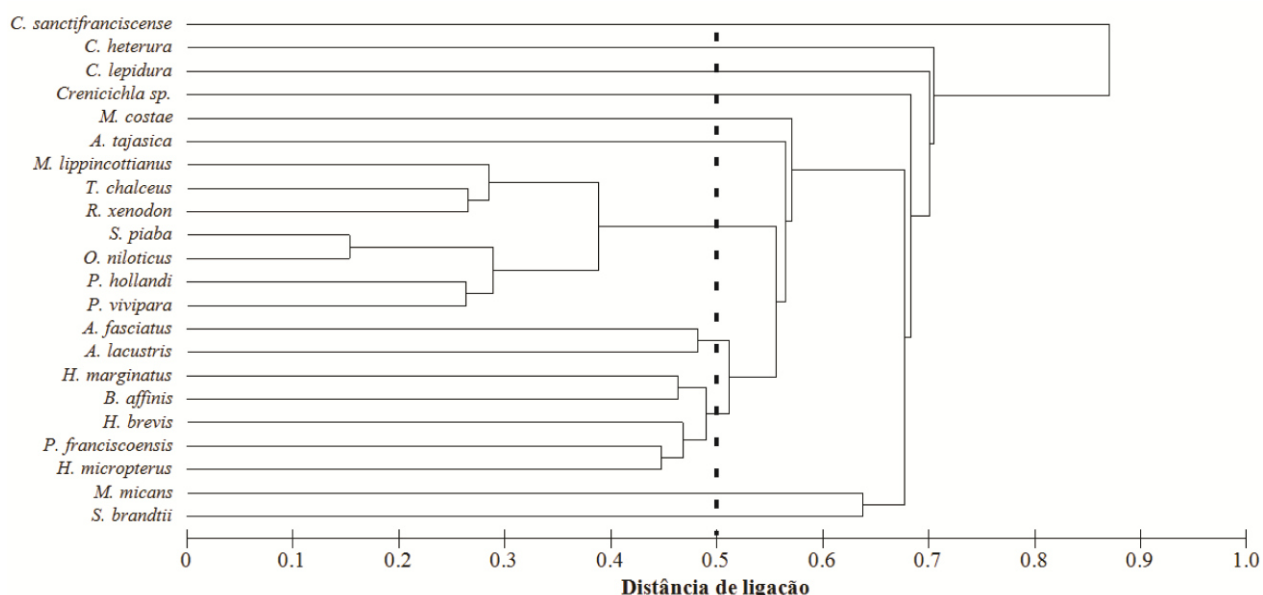


Figura 10 – Dendrograma resultante da análise de agrupamento (Cluster – UPGMA) com Distância Euclidiana calculada a partir dos valores de volume relativo das categorias de itens alimentares consumidos pelas espécies nos quatro pontos e nos períodos seco e chuvoso no Baixo São Francisco.

4.2.6 Partilha de recursos

O número de sobreposições alimentares ($>0,6$) entre pares de espécies não foi superior a 10%, considerando as análises realizadas por ponto de coleta e por período (Tabela 7). O período chuvoso e o Ponto 3 apresentaram maior número de pares de espécies (349 e 295, respectivamente), porém na seca e no Ponto 2 a porcentagem de pares sobrepostos com índice superior a 0,6 foram maiores.

Tabela 7 – Número de sobreposições ($>0,6$) encontradas entre os pares de espécies nos diferentes períodos (chuvoso e seco) e pontos (P1, P2, P3 e P4) do Baixo São Francisco.

	Riqueza de espécies	Total de pares	Sobreposições encontradas	% de pares sobrepostos
Período chuvoso	28	349	7	2,0
Período seco	23	214	7	3,3
Ponto 1	19	140	7	5,0
Ponto 2	17	112	11	9,8
Ponto 3	26	295	15	5,1
Ponto 4	22	201	3	1,5

A maioria das sobreposições alimentares ocorreu dentro do grupo dos algívoros. Dentre as sete sobreposições no período chuvoso (Anexo 3) destacam-se as existentes entre os algívoros *P. hollandi* vs *S. piaba* (0,96) e entre *L. piau* vs *M. lippincottianus* (0,71) pela ingestão de Fragmentos de insetos. No período seco (Anexo 4) a maior sobreposição foi entre *Acestrorhynchus lacustris* vs *C. sanctifranciscense* (0,9) por causa da semelhança de volume de Material digerido nos estômagos,

seguido de *P. vivipara* vs *A. tajasica* (0,76) por Material digerido e Sedimento, e os algívoros *P. vivipara* vs *O. niloticus* (0,71).

No Ponto 1 (Anexo 5) as maiores sobreposições foram somente entre algívoros, entre *P. hollandi* vs *P. vivipara* (0,96), *S. piaba* vs *M. lippincottianus* (0,93) e *S. piaba* vs *P. hollandi* (0,84). Os pares de espécies *M. costae* vs *R. xenodon* (1), *M. costae* vs *S. heterodon* (1) e *R. xenodon* vs *S. heterodon* (1) apresentaram valores máximos de sobreposição no Ponto 2 (Anexo 6) pela ingestão apenas de Algas, seguidos dos algívoros *P. hollandi* vs *O. niloticus* (0,97), *S. piaba* vs *C. sanctifranciscense* (0,94) por ingerirem Material digerido e Algas e *S. brandtii* vs *Crenicichla* sp. (0,92) por se alimentarem de Ninfa de Ephemeroptera.

No Ponto 3 (Anexo 7) os pares de espécies que mais se destacaram foram *Crenicichla* sp. vs *T. chalceus* (0,99), *Rivulus* sp. vs *P. reticulata* (0,99), *Rivulus* sp. vs *O. niloticus* (0,96) e *P. reticulata* vs *O. niloticus* (0,96) pela ingestão semelhante de Material digerido. Por fim, no Ponto 4 (Anexo 8) ocorreram somente três sobreposições entre *L. piau* vs *M. lippincottianus* (0,92) por se alimentarem de Fragmentos de insetos, os herbívoros *O. niloticus* vs *T. chalceus* (0,77) e *P. hollandi* vs *A. tajasica* (0,62) devido à ingestão de Ostracoda, Algas, Sedimento e Material Digerido.

O valor de sobreposição para toda a comunidade de peixes observado foi significativamente menor do que o simulado em todos os pontos e períodos (Tabela 8) a partir do algoritmo de randomização 2 (RA2). Esse resultado indicou que há segregação de recursos entre as espécies analisadas.

Tabela 8 – Valores observados e simulados gerados no algoritmo de randomização 2 (RA2) de acordo com os períodos e pontos amostrais

	Valor observado	Valor simulado	p
Período chuvoso	0,08	0,35	< 0,05
Período seco	0,09	0,30	< 0,05
Ponto 1	0,11	0,32	< 0,05
Ponto 2	0,15	0,34	< 0,05
Ponto 3	0,10	0,33	< 0,05
Ponto 4	0,08	0,32	< 0,05

4.2.7 Teias tróficas

As propriedades das teias tróficas não apresentaram diferenças significativas entre os pontos amostrais ou períodos em ambos os limiares de ligação considerados (LT=0,00 e LT=0,05) ($p>0,05$) (Anexo 9). A teia trófica do período chuvoso foi maior do que a teia encontrada na seca nos dois limiares de ligação (LT = 0,00 e 0,05), com maior número de nós e de ligações (Tabela 9). Houve maior densidade de ligações (3,636) na chuva e conectância (0,064) no período seco. Dentre todos os

pontos, o Ponto 3 apresentou maior teia trófica em termos de número de espécies ($S = 59$), porém o maior número de ligações (187), conectância (0,061) e densidade de ligações (3,339) ocorreu na teia do Ponto 4.

Tabela 9 – Propriedades das teias tróficas (Número de Nós – S, Número de Ligações – L, Conectância – C e Densidade de ligações – D) de acordo com os períodos e pontos estudados no Baixo São Francisco, considerando os dois limiares de ligação (LT)

	LT = 0,00				LT = 0,05			
	S	L	C	D	S	L	C	D
Período chuvoso	66	240	0,056	3,636	64	221	0,055	3,453
Período seco	55	190	0,064	3,455	54	171	0,060	3,167
Ponto 1	48	130	0,058	2,708	48	121	0,054	2,521
Ponto 2	44	96	0,051	2,182	44	90	0,048	2,045
Ponto 3	59	168	0,049	2,847	58	153	0,046	2,638
Ponto 4	56	187	0,061	3,339	54	172	0,060	3,185

As representações gráficas LT = 0,00 do período chuvoso (Figura 11A) e seco (Figura 12A) não diferenciaram quanto aos itens alimentares com maior número de ligações (Algas, Material digerido, Sedimento, Fragmentos de insetos, Ostracoda e Larva de Diptera). No Ponto 1 (Figura 13A), Larva de Diptera possuiu maior número de ligações, enquanto que Ostracoda foi consumido por mais espécies nos pontos 2 (Figura 14), 3 (Figura 15) e 4 (Figura 16). O item alimentar Ninfa de Ephemeroptera se destacou no Ponto 4 quando foram consideradas apenas as ligações fortes (Figura 13B).

As espécies com maior número de ligações nos dois períodos foram representadas principalmente pelas espécies onívoras *Astyanax fasciatus* e *Astyanax lacustris*, pelas insetívoras *Bryconops affinis* e *Hemigrammus marginatus*, e pela invertívora *Hemigrammus brevis*. Todavia, com a retirada das ligações mais fracas no período chuvoso (Figura 9), *A. lacustris* perdeu algumas ligações, trazendo destaque para *Phenacogaster franciscoensis* e *Crenicichla* sp. no período chuvoso, e para *Serrasalmus brandtii* e *P. franciscoensis* no período seco.

No Ponto 3, *A. lacustris* possuiu mais ligações com um maior número de itens alimentares, e na representação gráfica da teia trófica LT = 0,05, *Serrasalmus brandtii* consumiu mais itens. Já nos pontos 1, 2 e 4, *P. franciscoensis* possuiu maior número de ligações, sendo que no Ponto 2 passou a ter maior destaque quando foram consideradas apenas as ligações fortes.

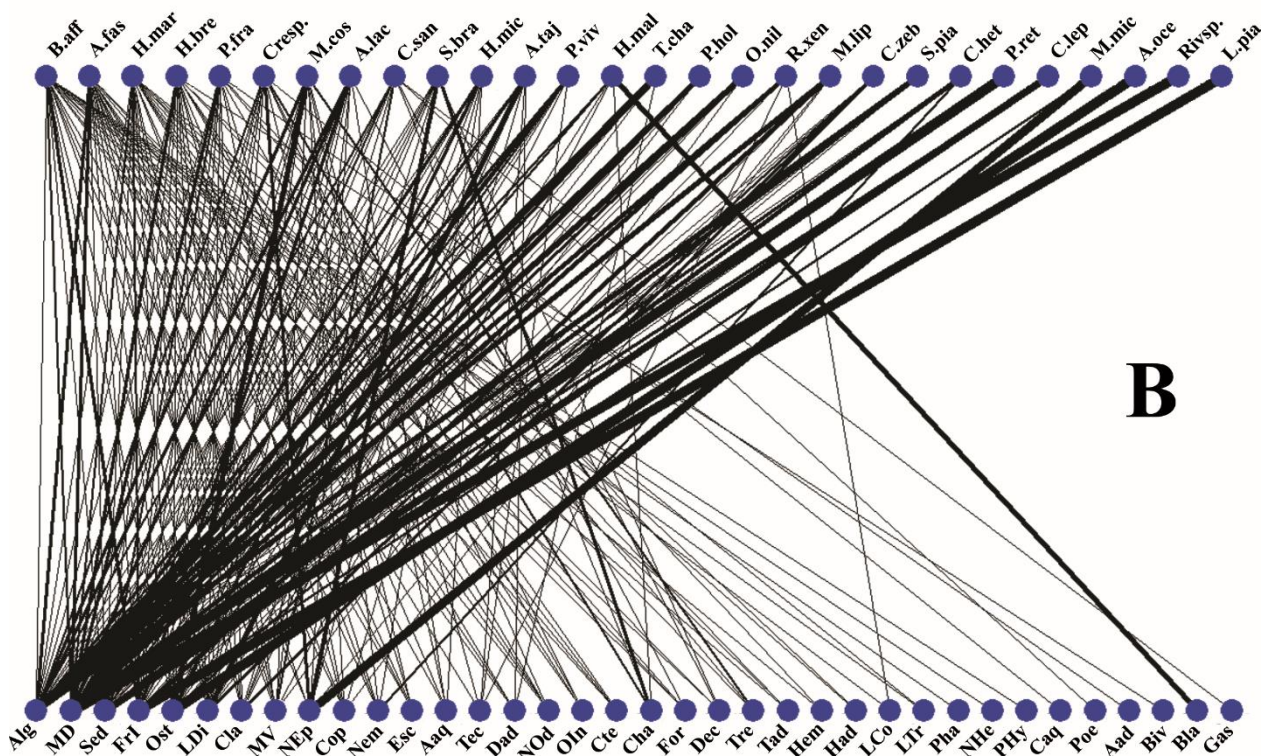
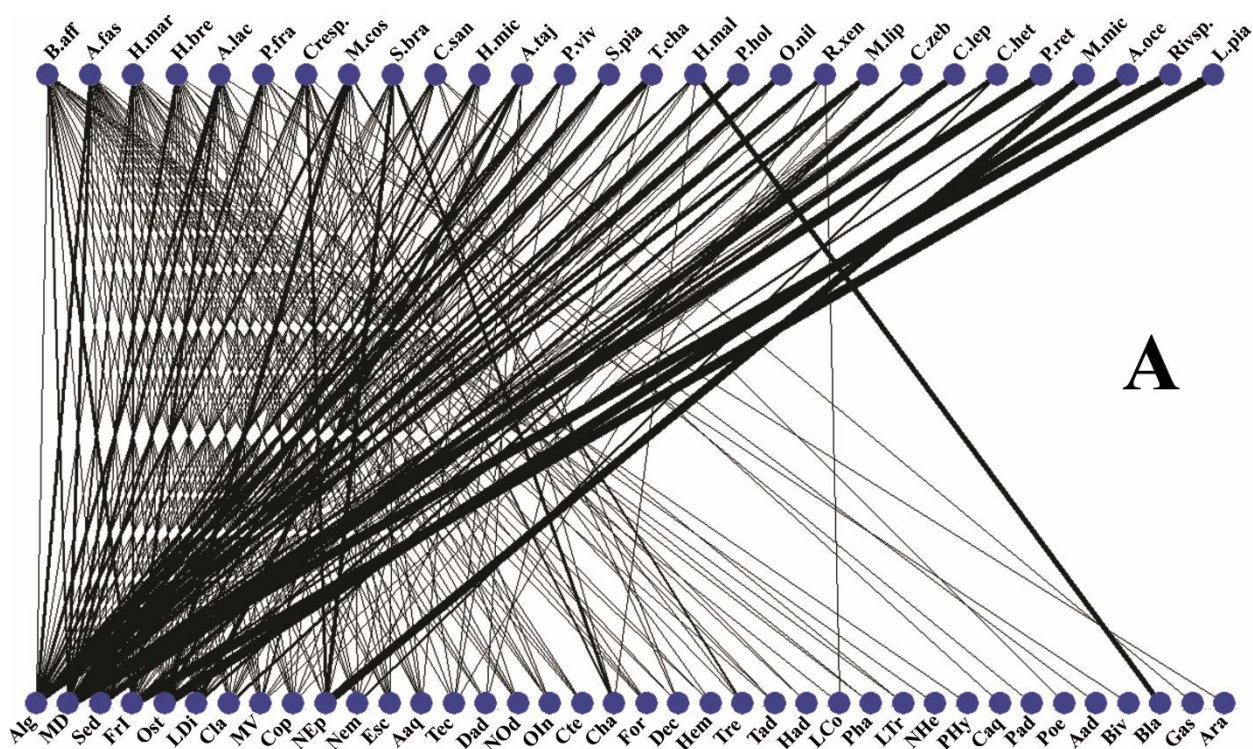
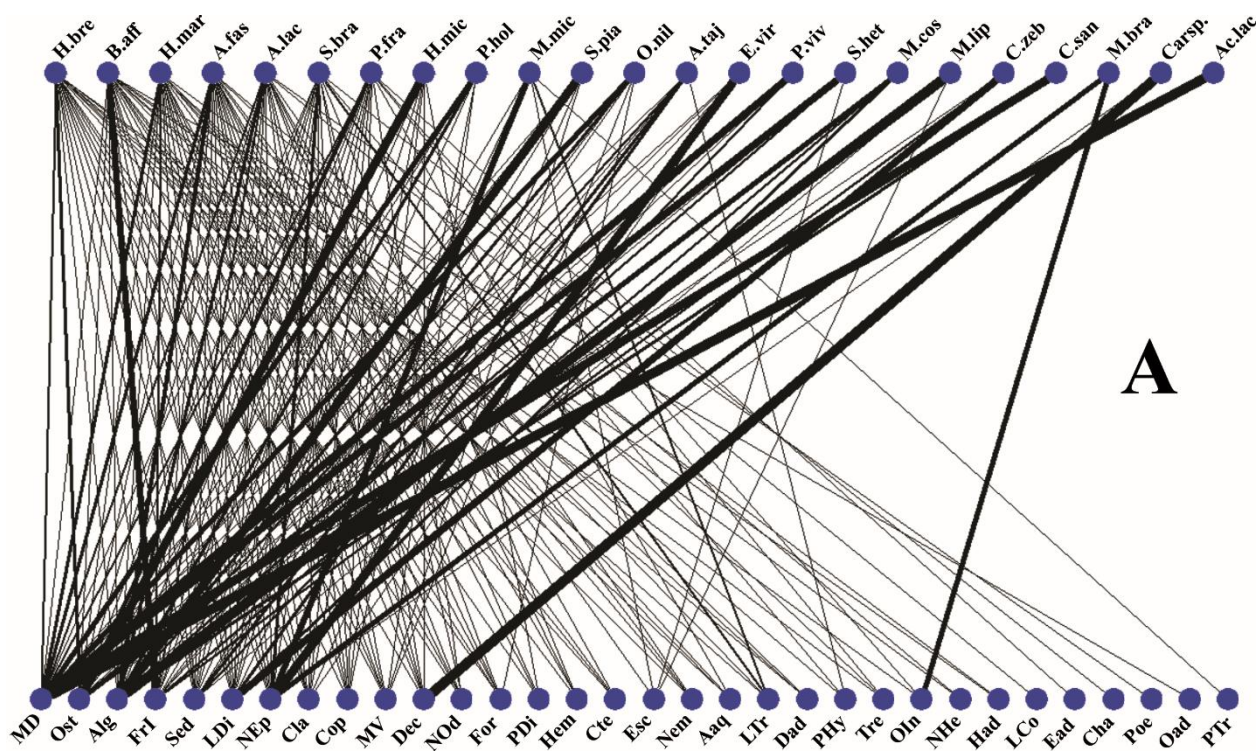
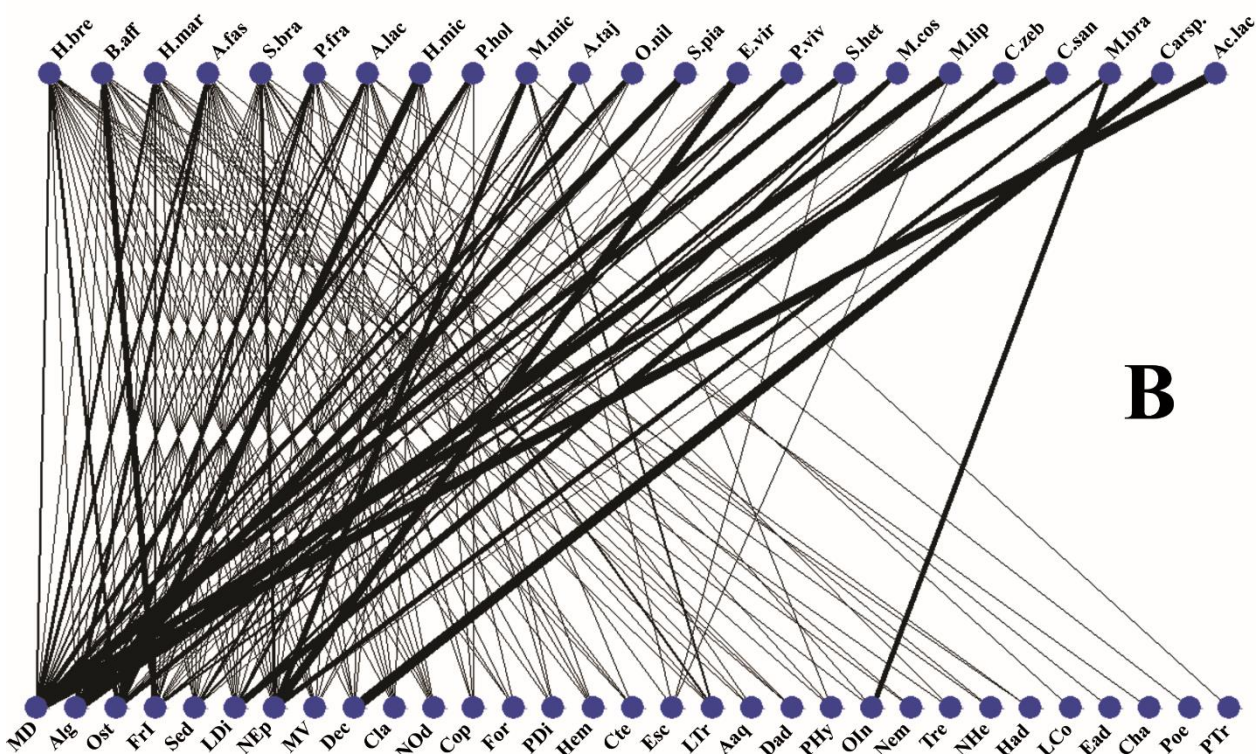


Figura 11 – Representação gráfica da teia trófica do período chuvoso em $LT = 0,00$ (A) e $LT = 0,05$ (B). (Alg: Algas; MD: Material digerido; Sed: Sedimento; FrI: Fragmento de inseto; Ost: Ostracoda; LDi: Larva de Diptera; Cla: Cladocera; MV: Material vegetal; Cop: Copepoda; NEp: Ninfa de Ephemeroptera; Nem: Nematoda; Esc: Escama; Aaq: Ácaro aquático; Tec: Tecameba; Dad: Diptera adulto; NOd: Ninfa de Odonata; OIn: Ovos de insetos; Cte: Coleoptera adulto; Cha: Characidae; For: Formicidae; Dec: Decapoda; Hem: Hemiptera; Tre: Trematoda; Tad: Trichoptera adulto; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Pha: Phlaeothripidae adulto; LTr: Larva de Trichoptera; NHe: Ninfa de Hemiptera; PHy: Pupa de Hymenoptera; Caq: Coleoptera aquático; Pad: Psocoptera adulto; Poe: Poeciliidae; Aad: Auchenorrhyncha adulto; Biv: Bivalve; Bla: Blattodea; Gas: Gastropoda; Ara: Arachnida).



A



B

Figura 12 – Representação gráfica da teia trófica do período seco em $LT = 0,00$ (A) e $LT = 0,05$ (B). (MD: Material digerido; Ost: Ostracoda; Alg: Algas; FrI: Fragmento de inseto; Sed: Sedimento; LDi: Larva de Diptera; NEp: Ninfia de Ephemeroptera; Cla: Cladocera; Cop: Copepoda; MV: Material vegetal; Dec: Decapoda; NOd: Ninfia de Odonata; For: Formicidae; PDi: Pupa de Diptera; Hem: Hemiptera; Cte: Coleoptera adulto; Esc: Escama; Nem: Nematoda; Aaq: Ácaro aquático; LTr: Larva de Trichoptera; Dad: Diptera adulto; PHy: Pupa de Hymenoptera; Tre: Trematoda; OIn: Ovos de insetos; NHe: Ninfia de Hemiptera; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Ead: Ephemeroptera adulto; Cha: Characidae; Poe: Poeciliidae; Oad: Odonata adulto; PTr: Pupa de Trichoptera).

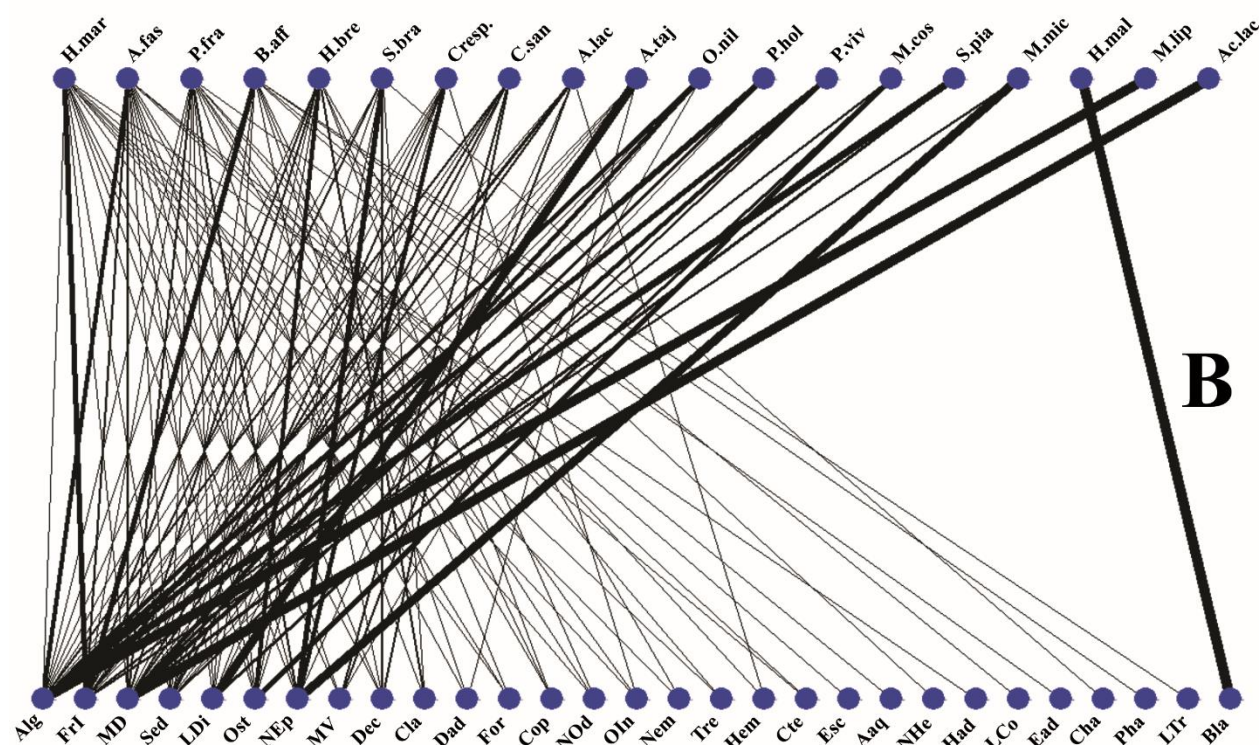
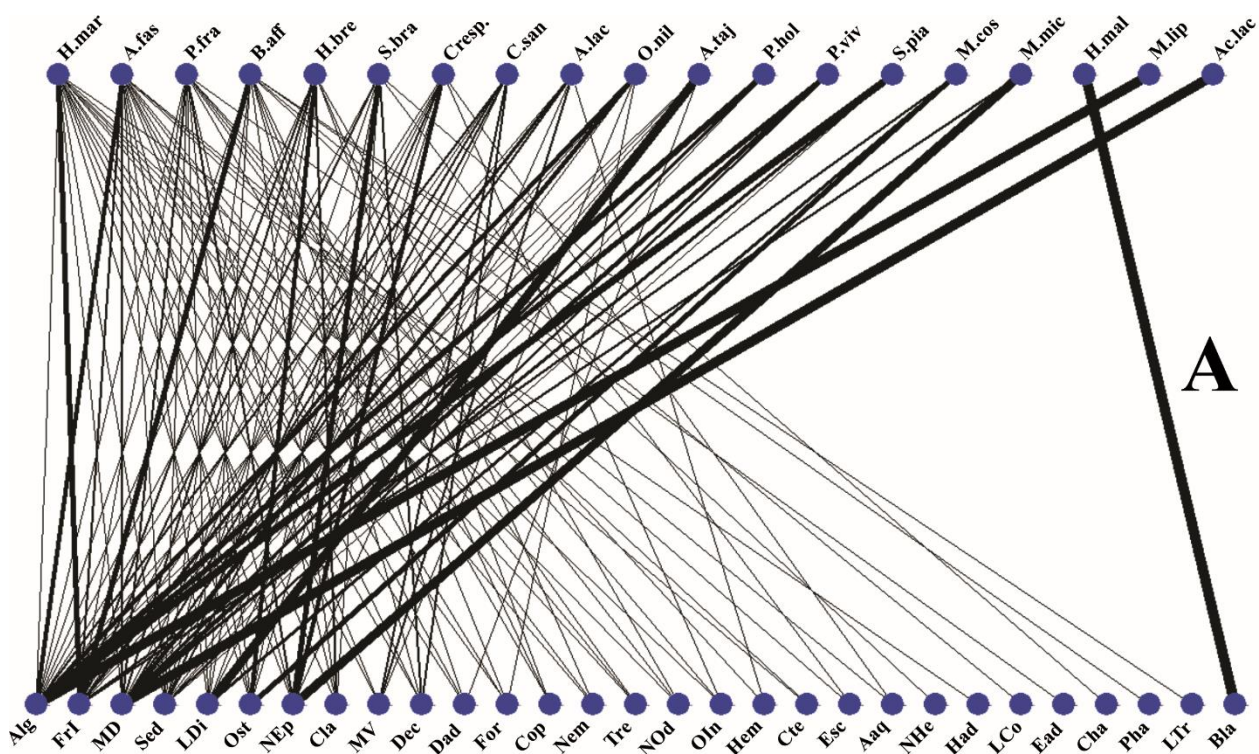
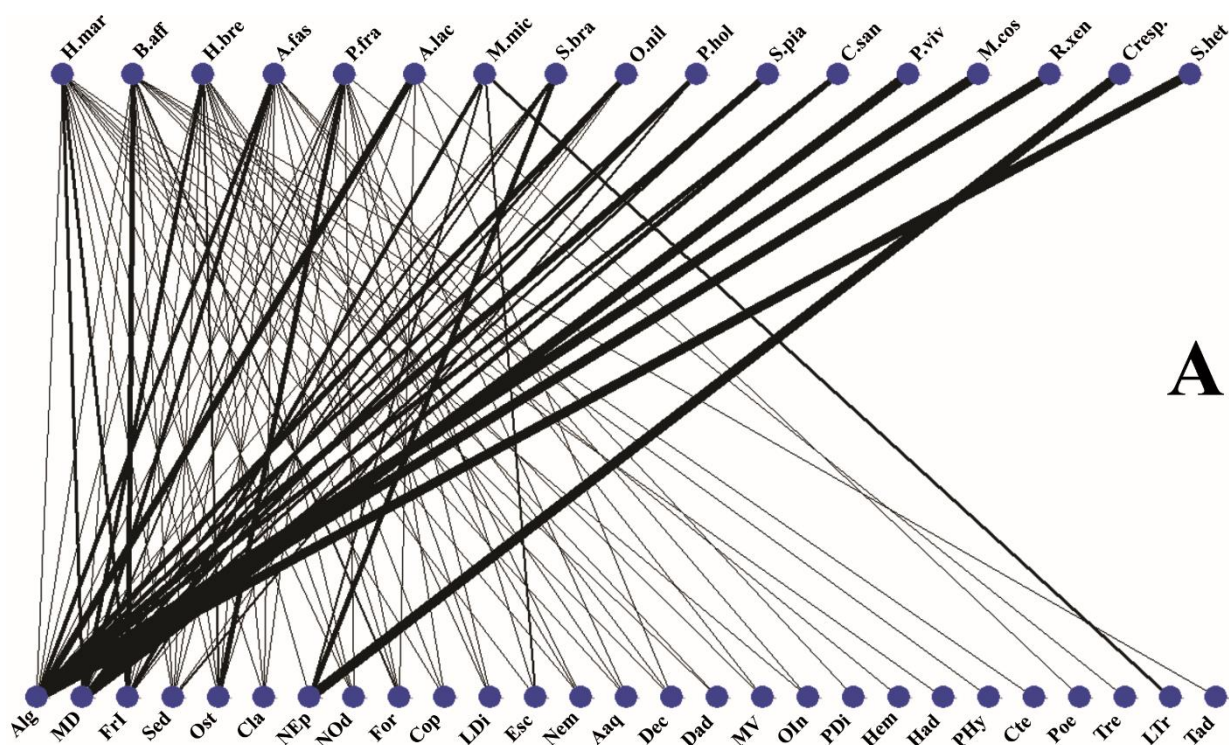
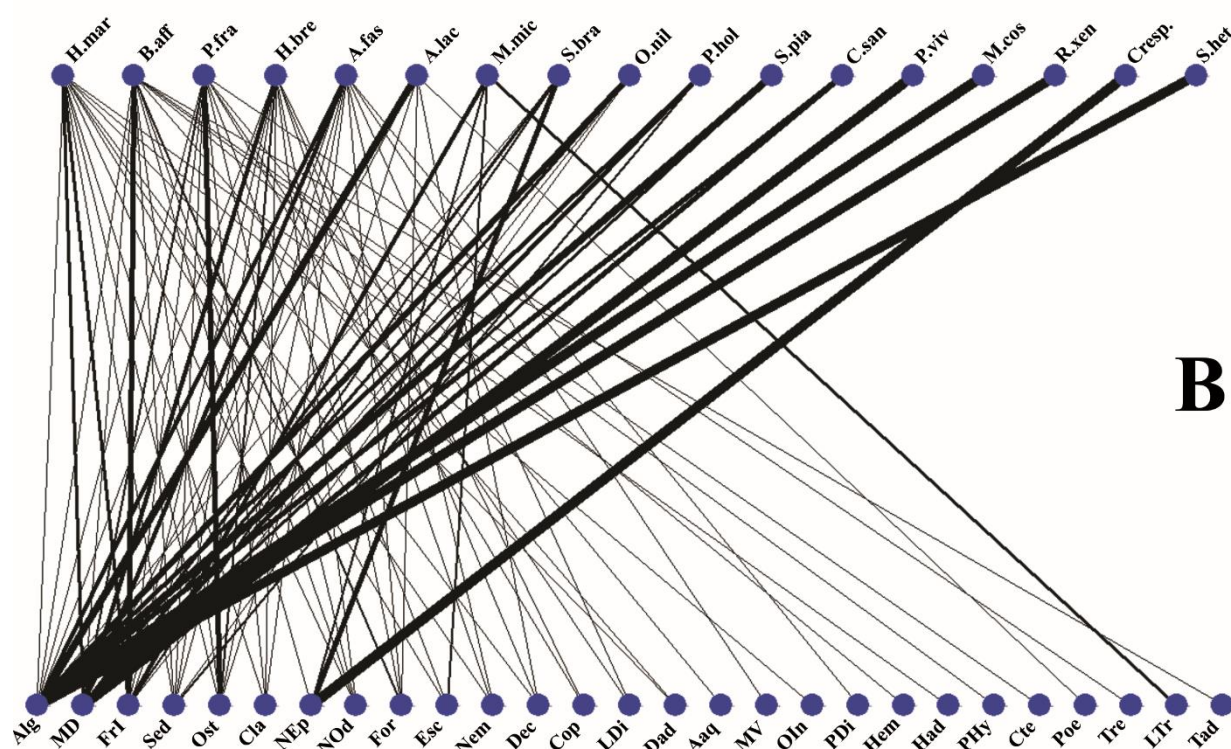


Figura 13 – Representação gráfica da teia trófica do Ponto 1 em $LT = 0,00$ (A) e $LT = 0,05$ (B). (MD: Material digerido; Ost: Ostracoda; Alg: Algas; FrI: Fragmento de inseto; Sed: Sedimento; LDi: Larva de Diptera; NEp: Ninfa de Ephemeroptera; Cla: Cladocera; Cop: Copepoda; MV: Material vegetal; Dec: Decapoda; NOD: Ninfa de Odonata; For: Formicidae; PDi: Pupa de Diptera; Hem: Hemiptera; Cte: Coleoptera adulto; Esc: Escama; Nem: Nematoda; Aaq: Ácaro aquático; LTr: Larva de Trichoptera; Dad: Diptera adulto; PHy: Pupa de Hymenoptera; Tre: Trematoda; OIn: Ovos de insetos; NHe: Ninfa de Hemiptera; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Ead: Ephemeroptera adulto; Cha: Characidae; Poe: Poeciliidae; Oad: Odonata adulto; PTr: Pupa de Trichoptera).

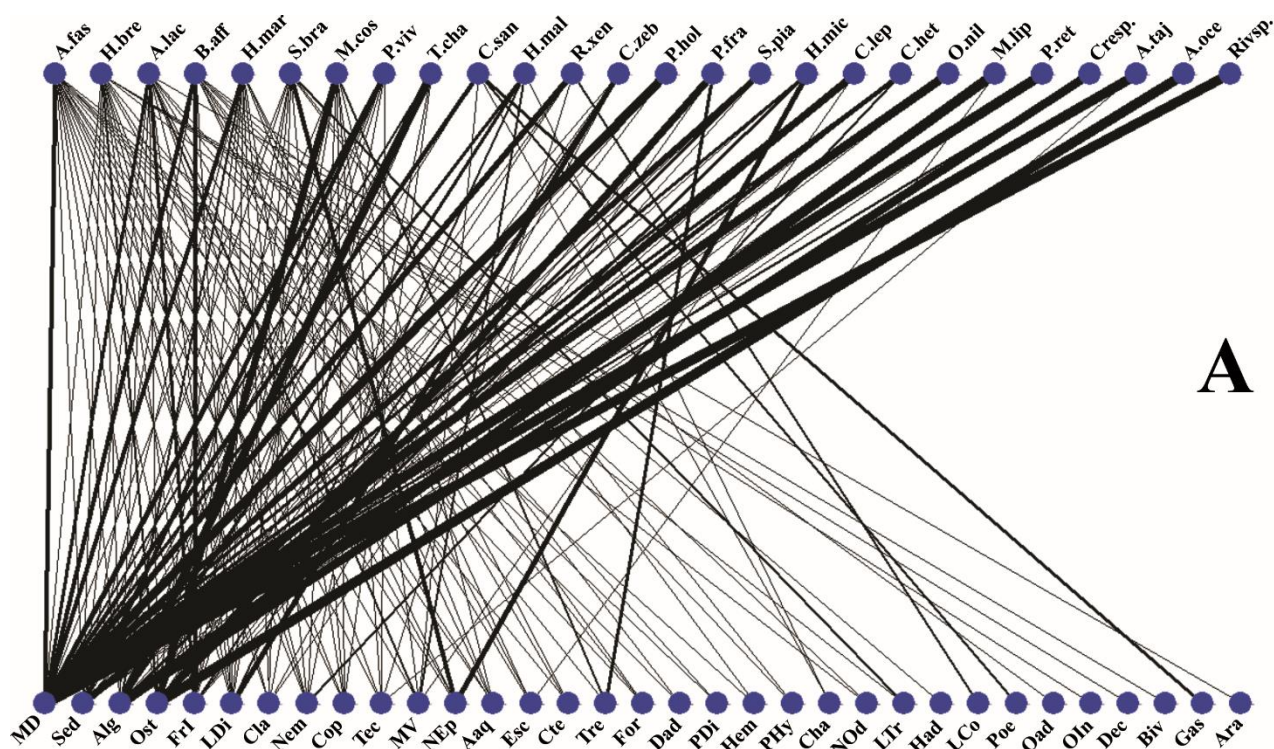


A

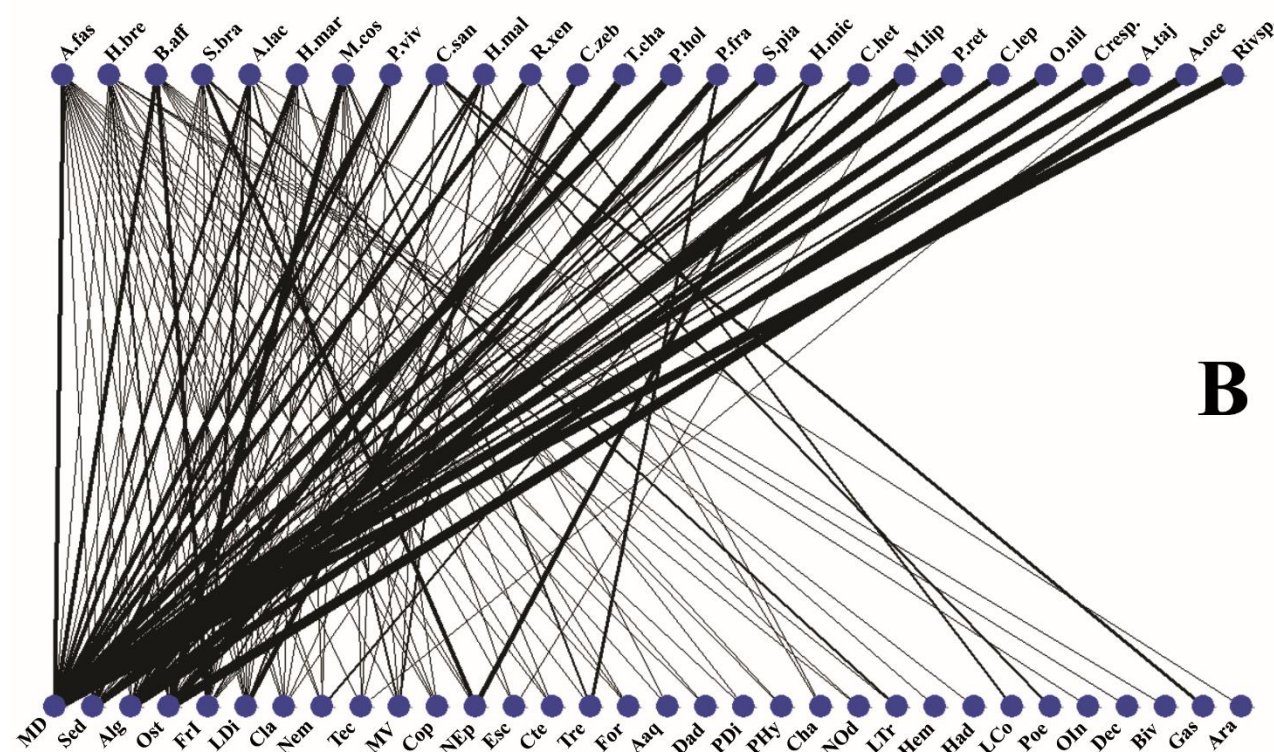


B

Figura 14 – Representação gráfica da teia trófica do Ponto 2 em LT = 0,00 (A) e LT = 0,05 (B). (MD: Material digerido; Ost: Ostracoda; Alg: Algas; FrI: Fragmento de inseto; Sed: Sedimento; LDi: Larva de Diptera; NEp: Ninfa de Ephemeroptera; Cla: Cladocera; Cop: Copepoda; MV: Material vegetal; Dec: Decapoda; NOD: Ninfa de Odonata; For: Formicidae; PDi: Pupa de Diptera; Hem: Hemiptera; Cte: Coleoptera adulto; Esc: Escama; Nem: Nematoda; Aaq: Ácaro aquático; LTr: Larva de Trichoptera; Dad: Diptera adulto; PHy: Pupa de Hymenoptera; Tre: Trematoda; OIn: Ovos de insetos; NHe: Ninfa de Hemiptera; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Ead: Ephemeroptera adulto; Cha: Characidae; Poe: Poeciliidae; Oad: Odonata adulto; PTr: Pupa de Trichoptera).

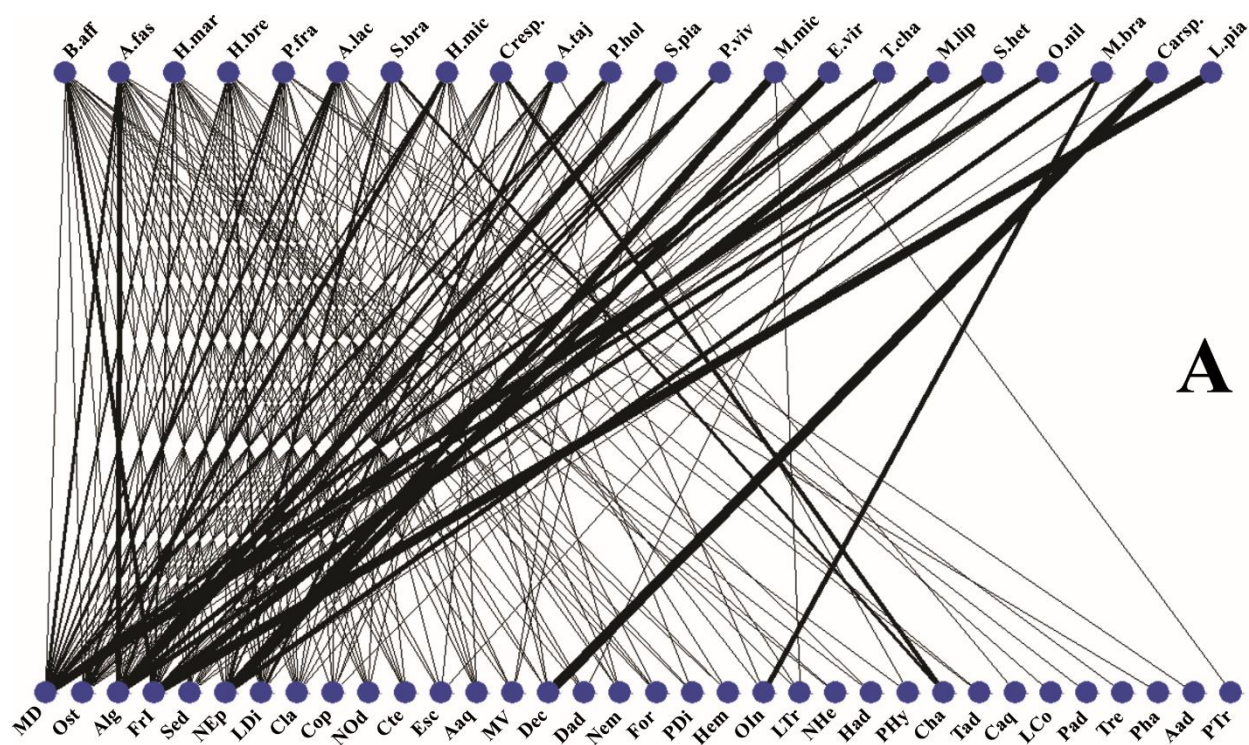


A

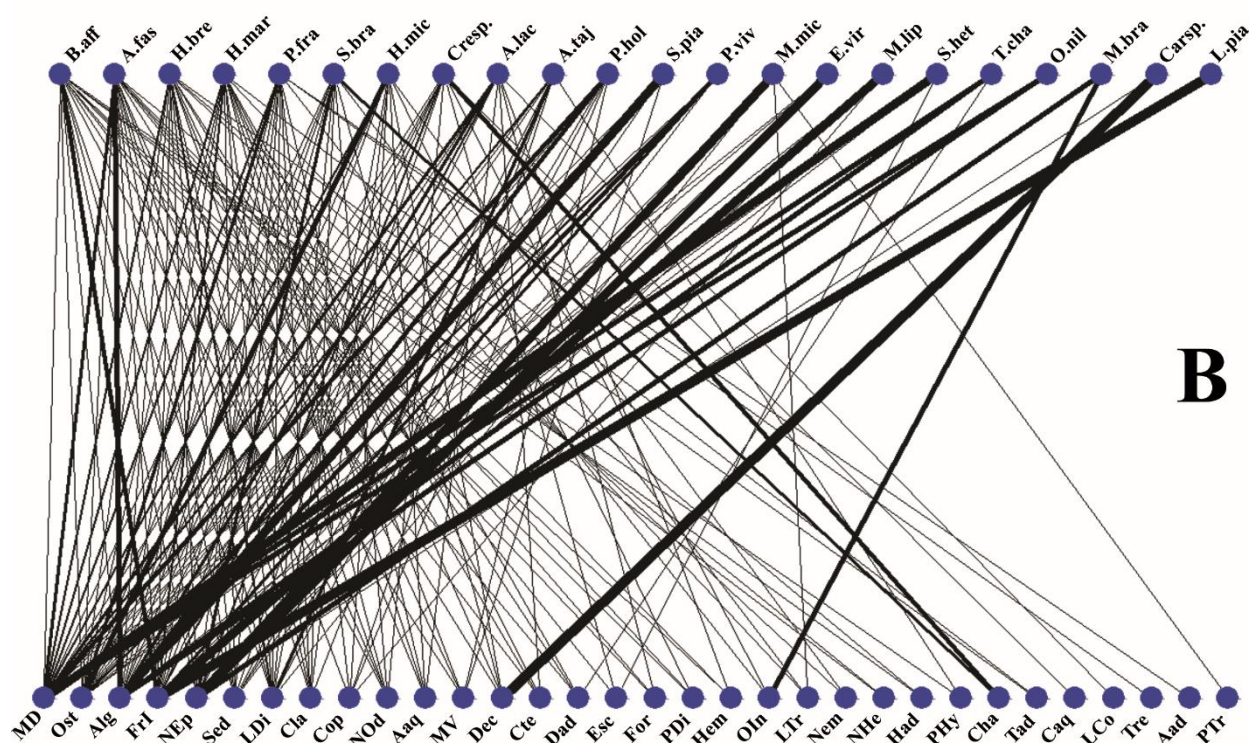


B

Figura 15 – Representação gráfica da teia trófica do Ponto 3 em $LT = 0,00$ (A) e $LT = 0,05$ (B). (MD: Material digerido; Ost: Ostracoda; Alg: Algas; FrI: Fragmento de inseto; Sed: Sedimento; LDi: Larva de Diptera; NEp: Ninfa de Ephemeroptera; Cla: Cladocera; Cop: Copepoda; MV: Material vegetal; Dec: Decapoda; NOD: Ninfa de Odonata; For: Formicidae; PDi: Pupa de Diptera; Hem: Hemiptera; Cte: Coleoptera adulto; Esc: Escama; Nem: Nematoda; Aaq: Ácaro aquático; LTr: Larva de Trichoptera; Dad: Diptera adulto; PHy: Pupa de Hymenoptera; Tre: Trematoda; OIn: Ovos de insetos; NHe: Ninfa de Hemiptera; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Ead: Ephemeroptera adulto; Cha: Characidae; Poe: Poeciliidae; Oad: Odonata adulto; PTr: Pupa de Trichoptera).



A



B

Figura 16 – Representação gráfica da teia trófica do Ponto 4 em $LT = 0,00$ (A) e $LT = 0,05$ (B). (MD: Material digerido; Ost: Ostracoda; Alg: Algas; FrI: Fragmento de inseto; Sed: Sedimento; LDi: Larva de Diptera; NEp: Ninfa de Ephemeroptera; Cla: Cladocera; Cop: Copepoda; MV: Material vegetal; Dec: Decapoda; NOD: Ninfa de Odonata; For: Formicidae; PDi: Pupa de Diptera; Hem: Hemiptera; Cte: Coleoptera adulto; Esc: Escama; Nem: Nematoda; Aaq: Ácaro aquático; LTr: Larva de Trichoptera; Dad: Diptera adulto; PHy: Pupa de Hymenoptera; Tre: Trematoda; OIn: Ovos de insetos; NHe: Ninfa de Hemiptera; Had: Hymenoptera adulto; LCo: Larva de Coleoptera; Ead: Ephemeroptera adulto; Cha: Characidae; Poe: Poeciliidae; Oad: Odonata adulto; PTr: Pupa de Trichoptera).

5. DISCUSSÃO

A premissa que o predomínio de peixes de pequeno porte caracteriza a ictiofauna residente nas macrófitas aquáticas foi corroborada no presente estudo, com 85,6% dos peixes medindo até 4 cm. Essas espécies podem ser residentes ou juvenis, que vão para as macrófitas à procura de alimento e locais adequados para desovar (Henderson e Hamilton, 1995; Dibble, 2009). Geralmente possuem metabolismo rápido e grande capacidade natatória o que favorece a formação de cardumes para proteção contra predadores (Hamilton, 1971).

A ordem Characiformes predominou em bancos de macrófitas aquáticas, assim como em outros estudos (Meschiatti, Arcifa e Fenerich-Verani, 2000; Casatti, Mendes e Ferreira, 2003; Petry, Bayley e Markle, 2003; Agostinho *et al.*, 2007) e está relacionada às condições ambientais favoráveis em questão de abrigo, oxigênio dissolvido e alimentos (Delariva *et al.*, 1994). As espécies de peixes associadas às macrófitas aquáticas mais representativas foram aquelas de pequeno porte (*e.g.* *Astyanax* sp., *Hemigrammus* sp., *Hyphessobrycon* sp., *Roeboides* sp. e *Serrapinnus* sp.) e juvenis de espécies que atingem tamanhos corpóreos grandes quando adultos (*e. g.* *Hoplias malabaricus*, *Acestrorhynchus* sp., *Serrapinnus* sp., *Cichlasoma* sp. e *Crenicichla* sp.) (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003).

As espécies *P. hollandi* e *P. vivipara* são naturalmente residentes das macrófitas e foram classificadas como frequentes e pouco abundantes nos dois períodos devido à capacidade natatória adaptada a ambientes lênticos (Zeni, Santos e Carvalho, 2015). Em rios de grande porte a ocupação das margens propicia condições adequadas em razão da menor correnteza, uma vez que peixes da família Poeciliidae são vivíparos (Kopf, Shaw e Humphries, 2017), o que aumenta a chance de sobrevivência de sua prole e consequentemente o recrutamento da população nas macrófitas.

No período chuvoso há um incremento na reprodução de peixes por haver maior disponibilidade e abundância de recursos alimentares (Winemiller, 1996). Paralelamente, a flutuação do nível do rio com as chuvas refletiu na presença mais acentuada de predadores (150 indivíduos na chuva e 32 na seca) devido ao aumento da disponibilidade de presas potenciais (Lowe-McConnell, 1987), uma vez que houve maior abundância de peixes coletados de pequeno porte nesse período.

Os maiores peixes registrados no presente estudo correspondem às espécies carnívoras, especialmente às piscívoras, que recorrem às macrófitas em busca de alimento e não possuem abundância elevada. Essas espécies, como *S. brandtii*, *Crenicichla* sp., *C. sanctifranciscense*, *A. lacustris* e *H. malabaricus*, se alimentaram principalmente das famílias de peixes Characidae e Poeciliidae abundantes nas macrófitas. Elas possuem dentes desenvolvidos e grande abertura de boca (Wainwright e Richard, 1995) que facilitam na captura de suas presas.

Hoplias malabaricus corresponde a uma espécie bentônica que permanece no fundo camuflada na vegetação com padrões de coloração disruptiva (Machado-Allison, 1990), tem preferências espaciais por zonas litorâneas quando juvenis (Bialecki *et al.*, 2002; Mazzeo *et al.*, 2010) com estratégia alimentar de espreita, eficaz em ambientes com macrófitas aquáticas (Luz-Agostinho *et al.*, 2008). Por outro lado, as piranhas, como *S. brandtii*, se comportam de formas variáveis na captura de presas, como agressivamente em emboscada, furtivamente, sob disfarce ou perseguição (Sazima e Machado, 1990).

Devido ao modo de forrageamento em áreas com vegetação por causa da alta abundância de presas, são encontrados material vegetal e algas nos estômagos desses predadores (Savino e Stein, 1989; Sazima e Machado, 1990). Esses itens provavelmente foram ingeridos passivamente de forma accidental no momento de apreensão da presa, sendo essa prática comum em peixes carnívoros (Kornijow *et al.*, 2005; Rocha *et al.*, 2011). No presente estudo, este padrão foi verificado principalmente para *C. sanctifranciscense*, *H. malabaricus* e *Crenicichla* sp. que se alimentaram de camarão e pequenos caracídeos. A elevada abundância da presa junto a algas filamentosas fez com que o vegetal fosse registrado também no estômago dos carnívoros. Além disso, Sedimento foi um item que se destacou na maioria das espécies, o que pode ser justificado pela baixa profundidade do ambiente que elas vivem e onde estão localizadas várias presas bentônicas. Por isso esse item também foi considerado accidental (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003). A maior parte das espécies de peixes coletadas se alimentou de macroinvertebrados, que possuem elevada abundância nos ambientes com a macrófita *Elodea* sp. (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003; Kornijow *et al.*, 2005).

Assim como na escolha do espaço, a ontogenia também influencia no tipo de alimento que os piscívoros buscam quando juvenis (Walters *et al.*, 2016). Mudanças tróficas durante o crescimento dividem as populações em estágios de história de vida com diferentes efeitos tróficos nas teias alimentares (Yu *et al.*, 2016). Os predadores geralmente se alimentam prioritariamente de insetos e crustáceos quando juvenis e quando adultos ocorre maior captura de peixes (Gomiero e Braga, 2004; Walters *et al.*, 2016), sendo um padrão comum para espécies piscívoras (Gomiero e Braga, 2008). A exploração de diferentes recursos alimentares ao longo do desenvolvimento ontogenético está intimamente relacionada a mudanças morfológicas, como no aparato bucal e no trato digestório, que podem melhorar a capacidade de utilização dos recursos alimentares (Machado-Evangelista *et al.*, 2015).

Esse padrão foi observado em *Caranx* sp., coletado ainda juvenil, que se alimentou principalmente de Decapoda. A primeira maturação sexual dessa espécie é com 35 cm de comprimento e os adultos são piscívoros (Arceo-Carranza e Chiappa-Carrara, 2015). Apesar de ser uma espécie marinha, o carangídeo *Caranx* sp. se beneficia do ambiente onde foi coletado pois há

abundância de macrocrustáceos, que por sua vez são encontrados nas macrófitas se alimentando de epífitas (Dukowska e Grzybkowska, 2014).

Espécies eurialinas estão cada vez mais invadindo a calha principal do rio São Francisco devido à regulação hídrica que as barragens impõem. Isso tem permitido o avanço do oceano e a salinização de cerca de 10 km rio acima a partir da foz do rio São Francisco (Brito e Magalhães, 2017). Assim, espécies tolerantes a flutuações de salinidade passam a ter acesso ao rio, como foram coletadas além de *Caranx* sp., *M. brachyurus* e *A. tajasica* que transitam entre ambientes de água doce, salobra e marinha (Winemiller *et al.*, 2011; Martinez-Cardenas *et al.*, 2014; Costa *et al.*, 2017; Félix *et al.*, 2017) e ingeriram principalmente insetos nas macrófitas aquáticas.

Os resultados acerca do que foi encontrado como item alimentar corroboram a importância das macrófitas como fonte de recursos para as espécies de peixes, uma vez que a maior parte dos itens ingeridos era autóctone, assim como foi encontrado em outro estudo envolvendo dieta de peixes associados à macrófitas (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003). A complexidade de habitat promovida pelas macrófitas aquáticas favorece a estruturação de comunidades com alta diversidade, pois permite que diferentes organismos explorem com sucesso os nichos disponíveis, se assemelhando aos efeitos dos recifes artificiais (Freitas, Petrere e Barrella, 2005). Por isso, a vegetação aquática é essencial para apoiar uma fauna diversificada de peixes, que por sua vez são importantes contribuintes para uma complexa rede de relações tróficas (Grzybkowska *et al.*, 2018). Em riachos impactados e homogêneos, mas macrófitas podem fornecer o único refúgio espacial para peixes contra a predação (Ceneviva-Bastos e Casatti, 2014).

A homogeneização do habitat pela remoção da vegetação marginal e outras atividades humanas pode influenciar negativamente na contribuição de recursos alóctones, como insetos terrestres (Zeni e Casatti, 2014; Mise *et al.*, 2015). A perda ou degradação de um ambiente pode ter efeitos prejudiciais nas comunidades vizinhas, assim como na vegetação aquática marginal (Nakano e Murakami, 2001). As cadeias alimentares em trechos preservados comumente têm uma dependência mais forte de fontes alóctones do que aquelas sem a proteção fornecida pela vegetação ribeirinha ou em trechos mais largos (Barili *et al.*, 2011). O desenvolvimento e a manutenção de diversas comunidades de rios dependem em grande parte dessa conectividade trófica entre paisagens terrestres e aquáticas (Wallace *et al.*, 1997), pois os ecossistemas raramente são limitados por uma área específica e os fatores externos têm o potencial de afetar substancialmente os padrões e a dinâmica de um sistema focal (Nakano, Miyasaka e Kuhara, 1999).

A transferência de energia entre ecossistemas é um mecanismo crítico no ciclo de nutrientes e é geralmente mais acentuada no período chuvoso (Walker *et al.*, 2013). Porém as macrófitas por si só são fontes de alimento para os peixes mesmo na chuva, e o Ponto 3 foi o único em que os itens alimentares alóctones se destacaram de forma equilibrada nesse período, pois a maior parte dos itens

nos outros pontos eram autóctones. Essa questão pode estar relacionada ao fato do Ponto 3 ser mais distante dos centros urbanos, tendo maior abundância de macrófitas e vegetação marginal. Dessa forma, a hipótese que se refere à maior proporção de itens alóctones no período chuvoso não foi corroborada.

Outra exceção está no Ponto 1 no período seco que também apresentou a origem dos itens alimentares equilibrada. O item alóctone responsável por esse equilíbrio foi Formicidae, comum em áreas mais antropizadas pelo despejo de lixo próximo ao rio (Mensah *et al.*, 2018). Uma maior entrada de artrópodes terrestres durante o verão, quando a biomassa desses invertebrados aquáticos em riachos é geralmente mais baixa, pode ser um importante subsídio sazonal para os peixes (Nakano, Miyasaka e Kuhara, 1999). Além disso, no período chuvoso e nos pontos 3 e 4 os itens alimentares não foram mais diversificados com a entrada de material alóctone como esperado em uma das hipóteses desse estudo, uma vez que a influência espacial foi mais presente nos valores de riqueza e na proporção de itens consumidos entre os pontos com interferência dos períodos. Todas as dissimilaridades significativas foram contrastando os pontos mais próximos e distantes dos centros urbanos, exceto para a relação P4/P3 na qual o Ponto 4 apresentou mais insetos como item alimentar consumido e no Ponto 3 as algas foram mais consumidas.

A partir da disponibilidade de recursos as espécies co-ocorrentes mais abundantes e frequentes diferenciam seus padrões alimentares utilizando variações nas estratégias de forrageamento, recorrendo a diferentes microhabitats (superfície e fundo) e reduzindo a competição potencial de recursos pela partição trófica (Barili *et al.*, 2011; Whitley e Bollens, 2014). Isso está relacionado aos itens alimentares que podem ter distribuição diferenciada no ambiente (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003).

Essa segregação espacial na alimentação foi observada entre as espécies mais abundantes e frequentes forrageando na superfície (*H. brevis* e *P. franciscoensis*) e no fundo (*H. marginatus*). Apesar de apresentarem menos itens alóctones em suas dietas, *H. brevis* e *P. franciscoensis* se alimentaram principalmente de recursos que se encontram mais próximos da superfície da água (Ostracoda planctônico, Ninfa de Ephemeroptera, Cladocera e Copepoda). *Hemigrammus marginatus* demonstrou alimentação direcionada para a zona bentônica do ambiente pelo destaque no consumo de Ninfa de Odonata. Essa diferenciação na alimentação com seu congênere *H. brevis* demonstra que mesmo com a proximidade taxonômica, essas espécies abundantes e frequentes tendem a segregar suas zonas de forrageamento para evitar competição (Lombarte *et al.*, 2000). A utilização de diferentes recursos na coluna d'água é um primeiro passo para o registro de segregação espacial (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003) e essa confirmação deve ser alcançada através de dados obtidos a partir de observações subaquáticas.

Já *A. fasciatus* não apresentou segregação espacial na alimentação. Apesar de ingerir Algas filamentosas como um item importante nos pontos 1, 2 e 4, foi a espécie que mais consumiu Formicidae, item alóctone que eventualmente alcança o corpo hídrico. Assim como seu congênere *A. lacustris*, essa espécie é onívora e possui dieta baseada em itens autóctones e alóctones, justificada por ter hábitos de forrageamento variáveis, dependendo do ambiente e da disponibilidade dos itens alimentares (Gomiero e Braga, 2008). Dessa forma, representantes do gênero podem predar tanto na coluna d'água quanto no sedimento devido à sua flexibilidade alimentar e oportunismo (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003). Apesar do registro de *A. fasciatus* em diferentes classes de tamanho, sua alimentação não alterou em relação aos indivíduos menores. Isso mostra a plasticidade da espécie mesmo nas menores classes de tamanho e a importância da utilização das macrófitas em todas as fases de vida da espécie.

As espécies invertívoras e insetívoras são aquelas abundantes em ambientes com macrófitas (Casatti, Mendes e Ferreira, 2003) por se alimentarem de invertebrados que habitam esses vegetais. Há discordância na literatura acerca da guilda das espécies desse padrão alimentar (Petry, Bayley e Markle, 2003), porém a dieta desses peixes varia de acordo com os recursos disponíveis no ambiente. Essa subjetividade na denominação da guilda pode também estar ligada ao fato de que na maioria das espécies o item Matéria orgânica foi importante. Por apresentar origem desconhecida, a alta proporção desse item no trato digestivo dos peixes pode ser composta de material de diversas origens (Zambrano, Valiente e Vander Zanden, 2010).

A existência de poucas guildas pode envolver a homogeneização do ambiente. Riachos homogêneos apresentam maior abundância e biomassa de insetívoros, detritívoros e algívoros, enquanto que os heterogêneos possuem maior biomassa de insetívoros terrestres, herbívoros e maior diversidade de guildas tróficas (Zeni e Casatti, 2014).

Foram excluídas da análise aquelas espécies com menos de cinco indivíduos, como foi o caso dos invertívoros *E. virescens* (Tupinambás *et al.*, 2015) e *C. zebra* (Teresa *et al.*, 2016; Peressin, Gonçalves e Cetra, 2018); dos insetívoros *Rivulus* sp. (Abilhoa, Vitule e Bornatowski, 2010) e *M. brachyurus* (Frias-Torres, 2004); do carnívoro insetívoro *A. ocellatus* (Reis e Santos, 2014); dos piscívoros *Acestrorhynchus lacustris* (Pereira *et al.*, 2017) e *H. malabaricus* (Luz-Agostinho *et al.*, 2008); do malacófago *L. piau* (Oliveira *et al.*, 2018); do carcinófago quando jovem e piscívoro quando adulto *Caranx* sp. (Arceo-Carranza e Chiappa-Carrara, 2015); e dos onívoros *P. reticulata* (Zandonà *et al.*, 2015) e *S. heterodon* (Gonçalves, Souza e Braga, 2011).

A maior parte das sobreposições par a par são das espécies incluídas na guilda algívora, especialmente no Ponto 1 onde todas as sobreposições significativas foram de espécies que ingeriram principalmente algas. A abundância de algas no local de estudo envolve a grande carga de matéria orgânica no rio e o aumento da incidência de luz decorrente da remoção da mata ciliar em ambientes

impactados. A grande disponibilidade de algas em áreas com menor sombreamento pode ser deduzida através dos alimentos consumidos pelos peixes ali coletados (Uieda e Motta, 2007). Essa guilda foi a mais representativa na comunidade de peixes estudada, ao contrário do que se esperou como hipótese de que a predominância seria de onívoros.

As espécies introduzidas *Oreochromis niloticus*, *Metynnis lippincottianus* e *Poecilia reticulata* estão presentes nessas sobreposições com outras espécies nativas. Elas possuem aparato oral adaptado para esse tipo de alimentação e intestino longo devido aos componentes da dieta demorarem para serem digeridos e por isso exigem um tempo e exposição mais extensa (Albrecht, Ferreira e Caramaschi, 2001).

A tilápia do Nilo *O. niloticus* e o Pacu-CD *M. lippincottianus* são alguns dos peixes não nativos mais amplamente distribuídos na América e sua introdução pode ter efeitos negativos sobre a fauna aquática nativa (Zambrano *et al.*, 2006; Assis *et al.*, 2017). Essas espécies podem competir diretamente por recursos alimentares e a influência na cadeia alimentar gera várias mudanças na estrutura da comunidade de peixes nativos (Zambrano, Valiente e Vander Zanden, 2010; Córdova-Tapia, Contreras e Zambrano, 2015). Estas espécies se beneficiaram dos impactos decorrentes da construção das usinas hidrelétricas em cascata no Baixo São Francisco, que interromperam o fluxo migratório dos grandes predadores surubim *Pseudoplatystoma corruscans* e dourado *Salminus franciscanus* e os levou à extinção local (Brito e Magalhães, 2017). Além disso, a regularização da vazão proporciona ambiente propício ao florescimento de macrófitas aquáticas e algas, juntamente com condições lânticas ideais para o estabelecimento de *O. niloticus* e *M. lippincottianus* (Assis *et al.*, 2017; Brito e Magalhães, 2017).

Além de se beneficiar da abundância de algas proporcionada pelo estabelecimento de barragens no Baixo São Francisco, existem outros fatores que indicam o sucesso na introdução de *M. lippincottianus*. Essa espécie algívora possui (i) período reprodutivo prolongado e alta fecundidade; (ii) é pré-adaptada a águas com fluxo lento; (iii) a grande disponibilidade de macrófitas disponibilizam abrigo, recurso e áreas de reprodução; (iv) e pequeno número de predadores locais potenciais (Assis *et al.*, 2017). Condições semelhantes são aplicadas a *O. niloticus*, além do cuidado parental que maximiza as chances de sobrevivência de sua prole (Longrie *et al.*, 2013).

O fato de terem sido encontradas poucas sobreposições par a par entre as espécies analisadas, indica escassez de recursos nos pontos estudados apontando para uma especialização trófica (Barili *et al.*, 2011). Provavelmente, os recursos são limitantes e as espécies precisam se compartimentalizar nos seus nichos para evitar a exclusão competitiva e garantir a coexistência. A limitação dos recursos pode ser justificada pela homogeneização do ambiente e isso também foi corroborado na análise quando se observou toda a comunidade estudada, obtendo padrão de segregação de recursos.

Todos esses itens foram graficamente amostrados nas conexões alimentares que descrevem comunidades ecológicas como redes nas quais as espécies (nós) são conectadas por links (setas) representando transferências de energia de recursos para consumidores (Scotti *et al.*, 2009). Essas ligações representam como os hábitos alimentares das espécies determinam a estrutura da rede alimentar (Scotti *et al.*, 2009). A interação entre as espécies do ponto de vista trófico, isto é, estrutura e organização da rede alimentar, é importante para entender o funcionamento natural da comunidade (Uieda e Motta, 2007).

A complexidade das redes alimentares é a quantidade de caminhos que a energia tem ao fluir através da teia alimentar, sendo então uma função entre o número de espécies (S) e o número de ligações tróficas (L), de modo que, comunidades complexas têm muitas espécies e interações (Dell *et al.*, 2005). Entretanto, a conectância representada pela proporção de ligações não reflete integralmente a riqueza de espécies na teia trófica e, nesse sentido, a densidade de ligações pode ser a medida que melhor represente a essência da definição de complexidade (Dell *et al.*, 2005), indicando o quanto cada espécie contribui para a distribuição da energia no sistema (Scotti *et al.*, 2009). O período chuvoso se destacou pela maior densidade, número de nós e de ligações em relação ao seco nos dois limiares de ligação, demonstrando maior complexidade da teia.

Ambientes com melhores condições ambientais também refletem em uma maior complexidade nas suas interações, o que pode ser observado no Ponto 3 que apresentou as maiores teias (número de nós) e no Ponto 4 onde foram registradas teias com maior número de ligações, conectância e densidade. Isso pode ser justificado por haver maior riqueza de espécies nesses pontos suportando maior complexidade trófica na estrutura da cadeia alimentar do que nos pontos mais próximos dos centros urbanos (Motta e Uieda, 2005; Uieda e Motta, 2007). A hipótese desse estudo que afirma o destaque nas propriedades das teias tróficas no período chuvoso e nos pontos 3 e 4 foi corroborada. Apesar disso, neste trabalho nenhum padrão significativo de variação nos atributos das teias tróficas foi observado, demonstrando similaridade na estrutura das teias tróficas nos pontos e períodos.

A partir dos resultados encontrados, é possível observar a importância das macrófitas aquáticas para a sustentação trófica da comunidade de peixes no Baixo São Francisco. Com o impacto antrópico não há contribuição significativa da vegetação marginal para a disponibilidade de itens alimentares alóctones para os peixes. As algas filamentosas e macroinvertebrados aquáticos, itens autóctones, são os principais responsáveis pela alimentação da ictiofauna de pequeno porte no local de estudo, justificado pelo predomínio de algívoros e invertívoros. Apesar disso, no período chuvoso e nos pontos 3 e 4, as teias são mais complexas e consequentemente mais resistentes a distúrbios pelo maior número de componentes (peixes e itens alimentares) e de links.

6. BIBLIOGRAFIA

- ABILHOA, V.; VITULE, J. R. S.; BORNATOWSKI, H. Feeding ecology of *Rivulus luelingi* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in a coastal Atlantic rainforest stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 4, p. 813-818, 2010.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C.; BALTAR, S. L. S. M. A. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). **Aquatic Ecology**, v. 41, n. 4, p. 611-619, 2007.
- ALAHUHTA, J. *et al.* Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land use, and space: implications for bioassessment. **Hydrobiologia**, v. 737, n. 1, p. 201-214, 2014.
- ALBRECHT, M. P.; FERREIRA, M. F. N.; CARAMASCHI, E. P. Anatomical features and histology of the digestive tract of two related neotropical omnivorous fishes (Characiformes; Anostomidae). **Journal of Fish Biology**, v. 58, n. 2, p. 419-430, 2001.
- AKASAKA, M.; TAKAMURA, N. The relative importance of dispersal and the local environment for species richness in two aquatic plant growth forms. **Oikos**, v. 120, n. 1, p. 38-46, 2011.
- AKASAKA, M.; TAKAMURA, N.; MITSUHASHI, H.; KADONO, Y. Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 4, p. 909-922, 2010.
- ALBRECHT, M. P., 2005, **Estrutura trófica da ictiofauna do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- ALBRECHT, M. P.; CARAMASCHI, E. P. Feeding ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei; Anostomidae) in the upper Tocantins River, Central Brazil, before and after installation of a hydroelectric plant. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 1, p. 33-40, 2003.
- ARANHA, J. M. R.; GOMES, J. H. C.; FOGAÇA, F. N. O. Feeding of two sympatric species of Characium, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n. 5, p. 527-531, 2000.
- ARCEO-CARRANZA, D.; CHIAPPA-CARRARA, X. Feeding ecology of juvenile marine fish in shallow coastal waters of southeastern Mexico. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 43, n. 4, p. 621-631, 2015.
- ASSIS, D. A. S.; DIAS-FILHO, V. A.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. Establishment of the non-native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (Characiformes: Serrasalminidae) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 52, n. 3, p. 228-238, 2017.

- BARILI, E. *et al.* The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. **Environmental Biology of Fishes**, v. 92, n. 1, p. 41, 2011.
- BASCOMPTE, J. Structure and dynamics of ecological networks. **Science**, v. 329, p. 765–766, 2010.
- BATAGELJ, V.; MRVAR, A. 1996. **Pajek – Program for Large Network Analysis**. Disponível em: <<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>>. Acesso em: 26 ago. 2017.
- BECK, M. W.; CLAASSEN, A. H.; HUNDT, P. J. Environmental and livelihood impacts of dams: common lessons across development gradients that challenge sustainability. **International Journal of River Basin Management**, v. 10, n. 1, p. 73-92, 2012.
- BECKERMAN, A. P.; PETCHEY, O. L.; WARREN, P. H. Foraging biology predicts food web complexity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 37, p. 13745-13749, 2006.
- BEGON, M. *et al.* **Ecology: from individuals to ecosystems**. 2006.
- BENÍTEZ-MORA, A.; CAMARGO, J. A. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). **Hydrobiologia**, v. 728, n. 1, p. 167-178, 2014.
- BIALETZKI, A.; NAKATANI, K.; SANCHES, P. V.; BAUMGARTNER, G. Spatial and temporal distribution of larvae and juveniles of *Hoplias* aff. *malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 211-222, 2002.
- BRITO, M. F. G.; MAGALHÃES, A. L. B. Brazil's development turns river into sea. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 179-179, 2017.
- CAM, E.; NICHOLS, J. D.; SAUER, J. R.; HINES, J. E. On the estimation of species richness based on the accumulation of previously unrecorded species. **Ecography**, v. 25, n. 1, p. 102-108, 2002.
- CANAN, B.; GURGEL, H. Ritmicidade da alimentação e dieta de *Metynnis roosevelti* Eigenmann (Characidae, Myleinae) da Lagoa do Jiqui, Parnamirim, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, p. 309-316, 2002.
- CARNIATTO, N. *et al.* Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 24, n. 4, p. 363-372, 2012.
- CARNIATTO, N.; FUGI, R.; THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The invasive submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* as a foraging habitat for small-sized fish. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 30-35, 2014.
- CARVALHO, D. R.; CASARIM, R.; PEREIRA, R. B.; POMPEU, P. S. Habitat structure determining the spatial distribution of ichthyofauna in a Brazilian stream. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 4, 2015.
- CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

- CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, Biological Sciences, v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. **Limnological-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 46, p. 9-21, 2014.
- CHAPPUIS, E.; GACIA, E.; BALLESTEROS, E. Changes in aquatic macrophyte flora over the last century in Catalan water bodies (NE Spain). **Aquatic Botany**, v. 95, n. 4, p. 268-277, 2011.
- CHAPPUIS, E.; GACIA, E.; BALLESTEROS, E. Environmental factors explaining the distribution and diversity of vascular aquatic macrophytes in a highly heterogeneous Mediterranean region. **Aquatic Botany**, v. 113, p. 72-82, 2014.
- COLARES M. A. M.; BONECKER, C. C.; SIMÕES, N. R., ALVES, G. M., LANSAC-TÔHA, F. A. Structure of the zooplankton communities in macrophytes stand of a Neotropical floodplain (the Paraná River, Brazil). **International Review of Hydrobiology**, v. 98, p. 89-103, 2013.
- CÓRDOVA-TAPIA, F.; CONTRERAS, M.; ZAMBRANO, L. Trophic niche overlap between native and non-native fishes. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 291-301, 2015.
- COSTA, N. K. R. *et al.* Ichthyofauna of Ceará-Mirim River basin, Rio Grande do Norte State, northeastern Brazil. **ZooKeys**, n. 715, p. 39, 2017.
- CUNHA, E. R. *et al.* Small-sized fish assemblages do not differ between a native and a recently established non-indigenous macrophyte in a Neotropical ecosystem. **Natureza & Conservação**, v. 9, p. 61-66, 2011.
- DALA-CORTE, R. B.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. Riparian integrity affects diet and intestinal length of a generalist fish species. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 7, p. 1272-1281, 2017.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana river floodplain. **Revista Unimar**, v. 16, n. Suplemento 3, p. 4I-60, 1994.
- DELL, A. I., KOKKORIS, G. D., BANASEK-RICHTER, C., BERSIER, L., DUNNE, J. A. KONDOH, M., ROMANUK, T. N.; MARTINEZ, N. D. p. 425-436. **How do complex food webs persist in nature?** In: RUITER, P. C.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. (Ed.). Dynamic food webs. Multispecies assemblages, ecosystem development and environmental change. Elsevier, 2005.
- DIAS, R. M.; ORTEGA, J. C. G.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Trophic relationships in fish assemblages of Neotropical floodplain lakes: selectivity and feeding overlap mediated by food availability. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, 2017.
- DIBBLE, E. **Impact of Invasive Aquatic Plants on Fish**. p. 09-18. In: GETTYS, L. A.; HALLER, W. T.; BELLAUD, M. (Ed.). Biology and Control of Aquatic Plants. Florida, 213p, 2009.

- DUKOWSKA, M.; GRZYBKOWSKA, M. Coexistence of fish species in a large lowland river: food niche partitioning between small-sized percids, cyprinids and sticklebacks in submersed macrophytes. **PloS one**, v. 9, n. 11, p. e109927, 2014.
- DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, 2002.
- ESTEVEES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. **Oecologia Australis**, v. 6, n. 1, p. 157-182, 1999.
- FÉLIX, P. M. *et al.* Mangrove fish of São Tomé Island (Gulf of Guinea): new occurrences and habitat usage. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 1, p. 123-130, 2017.
- FREITAS, C. E. C.; PETRERE, M.; BARRELLA, W. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. **Fisheries Management and Ecology**, v. 12, n. 1, p. 63-67, 2005.
- FRIAS-TORRES, S. Notes on aquarium brood release and feeding of the opossum pipefish, *Microphis brachyurus lineatus*. **Gulf and Caribbean Research**, v. 16, n. 1, p. 73-75, 2004.
- GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 56-61, 2012.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. O aumento da diversidade de peixes no Estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlântica**, v. 23, p. 133-152, 2001.
- GETTYS, L. A. **Waterhyacinth**. p. 113-117. In: GETTYS, L. A.; HALLER, W. T.; BELLAUD, M. (Ed.). Biology and Control of Aquatic Plants. Florida, 213p, 2009.
- GIACOMINI, H. C.; PETRERE, M. J. A estrutura de teias tróficas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, p. 1-33, 2010.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 468p., 2003.
- GODINHO, L. R.; SANTOS, A. C. A. Dieta de duas espécies de peixes da família Cichlidae (*Astronotus ocellatus* e *Cichla pinima*) introduzidos no rio Paraguaçu, Bahia. **Biotemas**, v. 27, n. 4, p. 83-91, 2014.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Feeding of introduced species of Cichla (Perciformes, Cichlidae) in Volta Grande reservoir, river Grande (MG/SP). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 787-795, 2004.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 41-47, 2008.
- GONÇALVES, C. S.; SOUZA, U. P.; BRAGA, F. M. S. Population structure, feeding and reproductive aspects of *Serrapinnus heterodon* (Characidae, Cheirodontinae) in a Mogi-Guaçu reservoir (SP), upper Paraná River basin. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 23(1), 13-22, 2011.

- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L., 2001, EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- GOTELLI, N. J.; GRAVES, G. R. **Null models in ecology**. Princeton: Princeton Editorial Associates, 368p, 1996.
- GRZYBKOWSKA, M. *et al.* The food resources exploitation by small-sized fish in a riverine macrophyte habitat. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 206-214, 2018.
- GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Os insetos: um resumo de entomologia**. 4. ed. São Paulo: Roca, 2012.
- HAMILTON, W. D. Geometry for the selfish herd. **Journal of theoretical Biology**, v. 31, n. 2, p. 295-311, 1971.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Revista Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; PERETTI, D.; RUSSO, M. R.; LOUREIRO-CRIPP, A. V. E. **Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná**, 2002. Disponível em <http://www.peld.uem.br/Relat2002/pdf/comp_biotico_estruturaTrofica.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2017.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 724p., 2014.
- HENDERSON, P. A.; HAMILTON, H. F. Standing crop and distribution of fish in drifting and attached floating meadow within an Upper Amazonian varzea lake. **Journal of Fish Biology**, v. 47, n. 2, p. 266-276, 1995.
- HOLANDA, F. S. R. *et al.* Riparian vegetation affected by bank erosion in the Lower São Francisco River, Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p. 327-336, 2005.
- HOLANDA, F. S. R. *et al.* Environmental perception of the São Francisco riverine population in regards to flood impact. **Journal of Human Ecology**, v. 28, n. 1, p. 37-46, 2009.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish and Biology**, v. 17, p. 411-29, 1980.
- INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 07 nov 2017.
- JONSSON, T.; COHEN, J. E.; CARPENTER, S. R. Food webs, body size, and species abundance in ecological community description, p. 2-84. *In* CASWELL, H. F. (ed.). Food Webs: From Connectivity to Energetics. Amsterdam: Elsevier, 194p., 2005.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

- KOHLER, H. C. Aspectos geoecológicos da bacia hidrográfica do São Francisco (primeira aproximação na escala 1:1 000 000), p. 25-35. In GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (org.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais, Belo Horizonte: **PUC Minas**, 468p., 2003.
- KOPF, R. K.; SHAW, C.; HUMPHRIES, P. Trait-based prediction of extinction risk of small-bodied freshwater fishes. **Conservation biology**, v. 31, n. 3, p. 581-591, 2017.
- KORNIJOW, R. *et al.* Impacts of a submerged plant (*Elodea canadensis*) on interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and its invertebrate prey communities in a lake littoral zone. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 2, p. 262-276, 2005.
- KUIPER, J. J. *et al.* Food-web stability signals critical transitions in temperate shallow lakes. **Nature communications**, v. 6, 2015.
- LOMBARTE, A.; RECASENS, L.; GONZÁLEZ, M.; SOLA, L. G. Spatial segregation of two species of Mullidae (*Mullus surmuletus* and *M. barbatus*) in relation to habitat. **Marine Ecology Progress Series**, v. 206, p. 239-249, 2000.
- LONGRIE, N. *et al.* Behaviours associated with acoustic communication in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **PLoS One**, v. 8, n. 4, p. e61467, 2013.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382p, 1987.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 61-68, 2006.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JÚLIO JR, H. F. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p. 187, 2008.
- MACHADO-ALLISON, A. Ecologia de los peces de las areas inundables de los llanos de Venezuela. **Interciencia**, v. 15, n. 6, p. 411-423, 1990.
- MACHADO, C. A. S.; RODRIGUES, T.; MORALES, A. C. Análise do conteúdo estomacal de *Moenkhausia intermedia* (Eigenmann, 1908) (Characiformes: Characidae), proveniente da Lagoa do Diogo, Bacia do rio Mogi-Guaçu, Luís Antônio, Estado de São Paulo. **Nucleus**, v. 6, n. 2, p. 7-20, 2009.
- MACHADO-EVANGELISTA, M.; ESGUÍCERO, A. L. H.; ARCIFA, M. S.; PEREIRA, T. N. A. Dieta e ecomorfologia de *Leporinus reticulatus* (Characiformes: Anostomidae) do alto rio Juruena, MT, Brasil: mudanças ontogenéticas relacionadas à ecologia alimentar. **Acta Amazônica**, v. 45, n. 4, p. 383-392, 2015.
- MADSEN, J. D. **Impact of Invasive Aquatic Plants on Aquatic Biology**. p. 01-08. In: GETTYS, L. A.; HALLER, W. T.; BELLAUD, M. (Ed.). Biology and Control of Aquatic Plants. Florida, 213p, 2009.

- MARTINEZ-CARDENAS, L. *et al.* Effect of salinity on growth and survival in juvenile opossum pipefish, *Microphis brachyurus*, in culture conditions. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 45, n. 5, p. 577-585, 2014.
- MAZZEO, N. *et al.* Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 325-335, 2010.
- MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; CAVALCANTE, G. H.; SOUZA, W. F. L. Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 54, n. 2, p. 387-397, 2011.
- MENSAH, B. Y.; KYEREMATEN, R.; ANNANG, T.; ADU-ACHEAMPONG, S. Influence of human activity on diversity and abundance of insect in the wetland environment. **Bonorowo Wetlands**, v. 8, n. 1, p. 33-41, 2018.
- MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S.; FENERICH-VERANI, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 58, n. 2, p. 133-143, 2000.
- MISE, F. T. *et al.* Intraspecific ecomorphological variations in *Poecilia reticulata* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes): comparing populations of distinct environments. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 105, n. 2, p. 217-222, 2015.
- MOTTA, R. L.; UIEDA, V. S. Food web structure in a tropical stream ecosystem. **Austral Ecology**, v. 30, n. 1, p. 58-73, 2005.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.
- MUMBY, J. A. *et al.* Feeding ecology and niche overlap of Lake Ontario offshore forage fish assessed with stable isotopes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2017.
- NAKANO, S.; MIYASAKA, H.; KUHARA, N. Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. **Ecology**, v. 80, n. 7, p. 2435-41, 1999.
- NAKANO, S.; MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 1, p. 166-70, 2001.
- NETTEN, J. J. C. *et al.* Differential response to climatic variation of free-floating and submerged macrophytes in ditches. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1761-1768, 2011.
- NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 567-576, 2008.
- NUNES, L. S. C.; CAMARGO, A. F. M. A simple non-destructive method for estimating aboveground biomass of emergent aquatic macrophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.
- OKSANEN, F. J. *et al.* Vegan: Community Ecology Package. 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2018.

- OLIVEIRA, J. C. D. *et al.* Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet? **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Fresh water Fish**, v. 15, p. 10-19, 2006.
- PENNINGTON, T. **Egeria**. p. 129-133. In: GETTYS, L. A.; HALLER, W. T.; BELLAUD, M. (Ed.). *Biology and Control of Aquatic Plants*. Florida, 213p, 2009.
- PEREIRA, J. R. 2010. **Caracterização das conexões tróficas da ictiofauna no curso longitudinal do rio MACAÉ, RJ**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PEREIRA, L. S. *et al.* Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems. **Hydrobiologia**, v. 795, n. 1, p. 65-80, 2017.
- PERESSIN, A.; GONÇALVES, C. S.; CETRA, M. Ichthyofauna diet changes in response to urbanization: the case of upper Paranapanema River basin (Brazil). **Urban Ecosystems**, p. 1-9, 2018.
- PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**, v. 63, n. 3, p. 547-579, 2003.
- PIANKA, E. R. The structure of lizard communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 53-74, 1973.
- PIMM, S. L.; LAWTON, J. H.; COHEN, J. E. Food web patterns and their consequences. **Nature**, v. 350, n. 6320, p. 669-674, 1991.
- POISOT, T.; MOUQUET, N.; GRAVEL, D. Trophic complementarity drives the biodiversity–ecosystem functioning relationship in food webs. **Ecology Letters**, v. 16, p. 853–861, 2013.
- POLIS, G. A.; STRONG, D. R. Food web complexity and community dynamics. **The American Naturalist**, v. 147, n. 5, p. 813-846, 1996.
- QUIRINO, B. A.; CARNIATTO, N.; GAIOTTO, J. V.; FUGI, R. Seasonal variation in the use of food resources by small fishes inhabiting the littoral zone in a Neotropical floodplain lake. **Aquatic ecology**, v. 49, n. 4, p. 431-440, 2015.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, 2016.
- REIS, L. R. G.; SANTOS, A. C. A. Diet of two species of fish family Cichlidae (*Astronotus ocellatus* and *Cichla pinima*) introduced in the Paraguaçu River, Bahia. **Biotemas**, v. 27, n. 4, p. 83-91, 2014.
- RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Study of the natural diet of the fish fauna of a centenary reservoir, São Paulo, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 4, p. 404-412, 2014.
- ROCHA, A. A. F. *et al.* Diet composition and food overlap of *Acestrorhynchus britskii* and *A. lacustris* (Characiformes: Acestrorhynchidae) from Sobradinho reservoir, São Francisco river, Bahia State. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 4, 2011.

- RÖPKE, C. P.; FERREIRA, E.; ZUANON, J. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. **Environmental biology of fishes**, v. 97, n. 4, p. 401-414, 2014.
- ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, p. 352-388, 1986.
- RUITER, P.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change**. Amsterdam: Elsevier, 2005.
- SANTOS, A. F. G. N.; SANTOS, L. N.; ANDRADE, C. C.; SANTOS, R. N.; ARAÚJO, F. G. Alimentação de duas espécies de peixes carnívoros no Reservatório de Lajes, RJ. **Revista Universidade Rural**, v. 24, n. 1, p. 161-168, 2004.
- SANTOS, C. L.; SANTOS, I. A.; SILVA, C. J. Ecologia trófica de peixes ocorrentes em bancos de macrófitas aquáticas na baía Caiçara, Pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, p. 473-476, 2009.
- SA-OLIVEIRA, J. C.; ANGELINI, R.; ISAAC-NAHUM, V. J. Diet and niche breadth and overlap in fish communities within the area affected by an Amazonian reservoir (Amapá, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 383-406, 2014.
- SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. **Environmental Biology of Fishes**, v. 24, n. 4, p. 287-293, 1989.
- SAZIMA, I.; MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. In: **Alternative life-history styles of fishes**. Springer, Dordrecht, p. 17-31, 1990.
- SCANFERLA, A. F. L. S.; SÚAREZ, Y. R. Flood pulse are the main determinant of feeding dynamics and composition of *Odontostilbe pequira* (Characiformes: Characidae) in southern Pantanal, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, 2016.
- SCOTTI, M.; BONDAVALLI, C.; BODINI, A.; ALLESINA, S. Using trophic hierarchy to understand food web structure. **Oikos**, v. 118, n. 11, p. 1695-1702, 2009.
- SHARMA, S.; SINGH, B.; MANCHANDA, V. K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 2, p. 946-962, 2015.
- SIH, A.; CHRISTENSEN, B. Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail? **Animal Behaviour**, v. 61, p. 379-390, 2001.
- SILVA, J. C.; GUBIANI, E. A.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v. 51, n. 2, p. 275-288, 2017.
- SONDERGAARD, M. *et al.* Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 4, p. 893-908, 2010.

- STICCA, S. C. 2013. **Organização trófica da assembleia de peixes de uma lagoa costeira subtropical (Santa Catarina, Brasil)**. Dissertação de mestrado (Ecologia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE, J. R. M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, v. 8, n. 2, p. 173-186, 2001.
- TERESA, F. B. *et al.* Environmental constraints structuring fish assemblages in riffles: evidences from a tropical stream. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 3, 2016.
- THOMPSON, R. M. *et al.* Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. **Trends in ecology & evolution**, v. 27, n. 12, p. 689-697, 2012.
- TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos Insetos**. 7. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013.
- TUPINAMBÁS, T. H. *et al.* Fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assessments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 157-164, 2015.
- UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.
- WAINWRIGHT, P. C.; RICHARD, B. A. Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, n. 1-3, p. 97-113, 1995.
- WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, n. 5322, p. 102-4, 1997.
- WALKER, R. H.; KLUENDER, E. R.; INEBNIT, T. E.; ADAMS, S. R. Differences in diet and feeding ecology of similar-sized spotted (*Lepisosteus oculatus*) and shortnose (*Lepisosteus platostomus*) gars during flooding of a south-eastern US river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, p. 617-625, 2013.
- WALTERS, C. *et al.* Predictions from simple predator-prey theory about impacts of harvesting forage fishes. **Ecological modelling**, v. 337, p. 272-280, 2016.
- WINEMILLER, K. O. Dynamic Diversity in Fish Assemblages of Tropical. **Long-term studies of vertebrate communities**. Academic Press, San Diego, p. 99-134, 1996.
- WINEMILLER, K. O. *et al.* Food-web structure of coastal streams in Costa Rica revealed by dietary and stable isotope analyses. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 5, p. 463-476, 2011.
- WINEMILLER, K. O.; PIANKA, E. R. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 1, p. 27-55, 1990.
- WHITLEY, S. N.; BOLLENS, S. M. Fish assemblages across a vegetation gradient in a restoring tidal freshwater wetland: diets and potential for resource competition. **Environmental biology of fishes**, v. 97, n. 6, p. 659-674, 2014.
- XIMENES, L. Q. L. 2014. **Análise trófica de comunidades de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, MS**: Caracterização trófica, estratégia alimentar e

exploração do nicho trófico. Tese de doutorado (Ecologia e Conservação), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

YU, J. *et al.* Submerged macrophytes facilitate dominance of omnivorous fish in a subtropical shallow lake: implications for lake restoration. **Hydrobiologia**, v. 775, n. 1, p. 97-107, 2016

ZAMBRANO, L.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, T. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 9, p. 1903-1910, 2006.

ZAMBRANO, L.; VALIENTE, E.; VANDER ZANDEN, M. J. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. **Biological Invasions**, v. 12, n. 9, p. 3061-3069, 2010.

ZANDONÀ, E.; AUER, S. K.; KILHAM, S. S.; REZNICK, D. N. Contrasting population and diet influences on gut length of an omnivorous tropical fish, the Trinidadian guppy (*Poecilia reticulata*). **PLoS One**, v. 10, n. 9, p. e0136079, 2015.

ZAR, J. H. 1984. **Biostatistical Analysis**. 2nd. Edition. Prentice Hall Ed.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: EDUEM, 1996.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259-270, 2014.

ZENI, J. O.; SANTOS, A. C.; CARVALHO, F. R. Contribution of different mesohabitats to the maintenance of fish richness and diversity in the lower Preto River. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3, 2015.

7. ANEXOS

Anexo 1 – Percentuais volumétrico dos itens alimentares consumidos pelos peixes, por categoria, de acordo com os períodos e pontos estudados no Baixo São Francisco.

Categorias de itens alimentares	Período Chuvoso				Período Seco			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Algas	0,24	0,45	0,03	0,19	0,06	0,19	0,65	0,15
Microcrustáceos	0,02	0,006	0,02	0,04	0,05	0,03	0,02	0,02
Fragmentos de insetos	0,03	0,14	0,07	0,2	0,09	0,08	0,03	0,07
Matéria orgânica	0,46	0,24	0,75	0,14	0,2	0,34	0,18	0,34
Insetos Imaturos	0,15	0,06	0,009	0,05	0,07	0,04	0,04	0,3
Artrópodos aquáticos	0,003	0,004	0,0003	0,006	0,0006	0,00003	0,0006	0,008
Artrópodos terrestres	0,01	0,08	0,02	0,02	0,32	0,009	0,02	0,02
Decapoda	0,01	0	0	0,002	0,18	0,26	0,001	0,08
Moluscos	0	0	0,01	0	0	0	0	0
Peixes	0,0006	0,001	0,01	0,26	0	0,06	0,0008	0,004
Helmintos	0,002	0,002	0,006	0,002	0,00001	0,0005	0,0008	0,0003
Sedimento	0,01	0,01	0,03	0,01	0,02	0,001	0,03	0,005
Material vegetal	0,06	0,01	0,05	0,06	0,009	0	0,03	0,008
Protozoário	0	0	0,00007	0	0	0	0	0

Anexo 2 – Índice Alimentar (IAi%) dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes com mais de uma ocorrência coletadas no Baixo São Francisco

	Ost	Alg	Cop	FrI	MD	LDi	Dad	PDi	Tec	Hem	NHe	Sed	Cla	Had	PHy	Cte	Caq	LCo	NEp	Ead	Esc
<i>Hemigrammus marginatus</i>	3,67	4,48	0,01	29,3	50,9	0,73	0,02	0	0	0	0	5,54	0,45	0,03	0	0,1	0	0	0,03	0	0,01
<i>Hemigrammus brevis</i>	38,77	7,35	0,03	6,26	24,93	1,7	0,01	0	0	0	0	3,3	13,48	0,01	0	0,33	0	0	1,71	0	0
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,28	23,86	0,01	2,85	67,15	0,04	0,02	0,05	0,01	0,01	0,01	0,69	0,01	0	0	0,02	0	0	0,08	0	0,01
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	58,93	0,82	1,49	4,41	8	0,62	0	0	0	0,24	0	3,66	1	0	0	0,03	0	0	18,14	0,61	0,08
<i>Astyanax lacustris</i>	0,55	36,46	0,01	12,09	37,76	0,01	0	0,08	3,04	0,14	0	0,01	0	0	0	0,54	0	0,05	8,01	0	0,01
<i>Bryconops affinis</i>	0,01	0,2	0,01	47	39,21	0,04	0,48	0,03	0	0,15	0,02	0,02	0,01	0,06	1,07	0	0	0,01	3,86	0	0,01
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	0,01	41	0,03	0,01	51,66	0,05	0	0	0	0	0	7,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i>	0,43	21,31	0	0,38	62,44	0	0	0	0,01	0	0	15,31	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myleus micans</i>	0	0	0	36,71	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54,35	0	3,81
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0,87	0,46	0,01	1,81	4,52	0,39	0	0	0	0,01	0	0,05	0,28	0	0,02	0	0	0	79,51	0	0,01
<i>Serrapinnus piaba</i>	0,11	78,56	0	0,01	19,55	0	0	0	0	0	0	1,53	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	65,24	0	0,07	31,76	0	0	0	0	0	0	1,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalcus</i>	0,02	94,62	0,01	0	5,14	0	0,18	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	23,53	0	0	23,53	11,76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	46,78	35,09	0,04	3,98	0	7,88	0	0	1,64	0	0	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon micropterus</i>	74,07	0,25	0,05	0,02	10,85	0,25	0	0,49	0	0	0	0,49	0,99	0	0	0	0	0	7,38	0	0
<i>Roeboides xenodon</i>	0,01	94,44	0	0	4,44	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0,01	0	0	16	0	0	0	0	0	0	84	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astronotus ocellatus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	14,28	0	0,48	15,71	0,48	0	0	0	0	0	15,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crenicichla sp.</i>	1,66	6,81	0	13,11	1,21	0,15	0	0	0	0	0	1,29	0	0	0	0	0,1	0	20,57	0	0,03
<i>Awaous tajasica</i>	0,12	17,76	0,47	0,12	16,11	22,41	0,01	0	0,01	0	0	41,16	1,4	0	0,47	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus</i>	0,05	97,74	0,03	1,8	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0,31	0	0,05
<i>Characidium zebra</i>	9,4	0	0	6,14	0	73,71	0	0	0	0	0	1,54	9,21	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Compsura heterura</i>	0	4,34	0	0	26,06	0	0	0	0	0	0	52,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microphis brachyurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57,14	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0,02	4,04	0	0	91,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Caranx sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0	0

Legenda: Ost (Ostracoda), Alg (Algas), Cop (Copepoda), FrI (Fragmentos de Insetos), MD (Material digerido), LDi (Larva de diptera), Dad (Diptera adulto), PDi (Pupa de diptera), Tec (Tecameba), Hem (Hemiptera adulto), NHe (Ninfa de Hemiptera), Sed (Sedimento), Cla (Cladocera), Had (Hymenoptera adulto), PHy (Pupa de Hymenoptera), Cte (Coleoptera terrestre), Caq (Coleoptera aquático), LCo (Larva de coleoptera), NEp (Ninfa de Ephemeroptera), Ead (Ephemeroptera adulto), Esc (Escama).

Anexo 2 (cont.) – Índice Alimentar dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes com mais de uma ocorrência coletadas no Baixo São Francisco

	Nem	Pad	Aaq	Cha	Poe	MV	Tre	Pha	NOd	Oad	For	OIn	Aad	Dec	LTr	PTr	Tad	Biv	Bla	Gas	Ara
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0,24	0	0,03	0	0	1,49	0,01	0	2,86	0	0,02	0,01	0	0,06	0,01	0	0,01	0	0	0	0
<i>Hemigrammus brevis</i>	0,9	0	0,04	0	0	0,38	0,01	0	0,6	0	0,1	0,02	0	0,06	0,01	0	0,01	0,02	0	0	0
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,01	0	0,01	0	0	0,71	0,01	0,01	0,01	0	3,9	0,01	0	0,29	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	0	0,01	0,01	0	0	0	1,66	0	0,08	0	0	0,19	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax lacustris</i>	0,01	0	0,01	0	0,15	3,4	0	0	0	0	0,32	0	0	0,91	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Bryconops affinis</i>	0	0	0,01	0	0	0,93	0	0,01	0,12	0,01	6,21	0	0	0,04	0,01	0	0,01	0	0	0	0
<i>Pamphorichthys hollandi</i>	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myleus micans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,77	0,24	0	0	0	0	0
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	0	5,89	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	4,77	1,4	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus piaba</i>	0	0	0	0	0	0,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	0	0	0	0	1,03	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	0	0	5,88	0	11,77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23,53	0	0
<i>Moenkhausia costae</i>	0,16	0	0,04	0	0	0,35	3,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypessobrycon micropterus</i>	0,98	0	3,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roeboidea xenodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimatella lepidura</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astronotus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	0	0	0,48	16,67	15,25	0	0	0	0	0	0	0	2,38	0	0	0	0	0	19,05	0
<i>Crenicichla</i> sp.	0	0	0,01	54,46	0	0	0	0	0,3	0	0	0,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Awaous tajasica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metynnis lippincottianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Characidium zebra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Compsura heterura</i>	17,38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microphis brachyurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99,67	0	0	0	0	0	0	0

Legenda: Nem (Nematoda parasita), Pad (Psocoptera adulto), Aaq (Ácaro aquático), Cha (Characidae), Poe (Poeciliidae), MV (Material vegetal), Tre (Trematoda), Pha (Phlaeothripidae adulto), NOd (Ninfa de Odonata), Oad (Odonata adulto), For (Formicidae), OIn (Ovos de insetos), Aad (Auchenorrhyncha adulto), Dec (Decapoda), LTr (Larva de trichoptera), PTr (Pupa de Trichoptera), Tad (Trichoptera adulto), Biv (Bivalve), Bla (Blattodea), Gas (Gastropoda), Ara (Arachnida)

Anexo 3 – Valores de sobreposição entre as espécies do Período chuvoso do Baixo São Francisco

	<i>A.fa</i>	<i>H.ma</i>	<i>H.br</i>	<i>A.la</i>	<i>P.fr</i>	<i>Crsp.</i>	<i>M.co</i>	<i>S.br</i>	<i>C.sa</i>	<i>H.mi</i>	<i>A.ta</i>	<i>P.vi</i>	<i>S.pi</i>	<i>T.ch</i>	<i>H.ml</i>	<i>P.ho</i>	<i>O.ni</i>	<i>R.xe</i>	<i>M.li</i>	<i>C.ze</i>	<i>C.le</i>	<i>C.he</i>	<i>P.re</i>	<i>M.mi</i>	<i>A.oc</i>	<i>Risp.</i>	<i>L.pi</i>
<i>B.af</i>	0,3	0,17	0,03	0,04	0,03	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	0,02	0,02	0,09	0,00	0,03	0,03	0,04	0,05	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,05
<i>A.fa</i>		0,21	0,07	0,07	0,06	0,03	0,03	0,01	0,03	0,04	0,37	0,08	0,12	0,62	0,02	0,12	0,15	0,01	0,24	0,04	0,04	0,07	0,06	0,02	0,04	0,06	0,04
<i>H.ma</i>			0,22	0,02	0,07	0,09	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,07	0,01	0,04	0,08	0,00	0,04	0,03	0,02	0,06	0,02	0,00	0,00	0,02	0,05
<i>H.br</i>				0,01	0,01	0,09	0,02	0,01	0,00	0,05	0,12	0,06	0,04	0,02	0,01	0,06	0,05	0,00	0,05	0,14	0,03	0,11	0,03	0,00	0,04	0,03	0,04
<i>A.la</i>					0,00	0,00	0,01	0,00	0,03	0,04	0,00	0,04	0,06	0,04	0,02	0,08	0,17	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,01	0,03	0,08
<i>P.fr</i>						0,01	0,16	0,00	0,00	0,00	0,06	0,05	0,03	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02
<i>Crsp.</i>							0,00	0,25	0,00	0,01	0,00	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,00	0,06	0,01	0,03	0,01	0,00	0,15	0,02	0,00	0,02
<i>M.co</i>								0,00	0,00	0,06	0,04	0,31	0,05	0,04	0,00	0,05	0,05	0,23	0,05	0,04	0,00	0,02	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00
<i>S.br</i>									0,16	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0,06	0,02	0,00	0,00	0,1	0,09	0,00	0,00	0,01	0,3	0,02	0,01	0,04
<i>C.sa</i>										0,00	0,01	0,04	0,04	0,01	0,02	0,04	0,14	0,00	0,01	0,01	0,06	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
<i>H.mi</i>											0,02	0,03	0,03	0,01	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,06	0,00	0,27	0,04	0,06	0,13	0,04	0,00
<i>A.ta</i>												0,12	0,04	0,09	0,05	0,13	0,01	0,02	0,25	0,58	0,02	0,01	0,07	0,00	0,01	0,07	0,00
<i>P.vi</i>													0,58	0,27	0,02	0,58	0,28	0,36	0,25	0,28	0,59	0,24	0,34	0,01	0,02	0,33	0,10
<i>S.pi</i>														0,62	0,03	0,96	0,62	0,08	0,45	0,03	0,35	0,17	0,52	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>T.ch</i>															0,02	0,58	0,44	0,05	0,36	0,00	0,03	0,04	0,19	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>H.ml</i>																0,04	0,11	0,00	0,02	0,04	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00
<i>P.ho</i>																	0,58	0,08	0,54	0,11	0,32	0,16	0,61	0,03	0,00	0,60	0,21
<i>O.ni</i>																		0,05	0,35	0,00	0,05	0,04	0,19	0,00	0,00	0,18	0,00
<i>R.xe</i>																			0,04	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>M.li</i>																				0,06	0,00	0,01	0,00	0,33	0,03	0,00	0,71
<i>C.ze</i>																					0,11	0,04	0,00	0,009	0,14	0,00	0,07
<i>C.le</i>																						0,38	0,15	0,00	0,00	0,13	0,00
<i>C.he</i>																							0,1	0,00	0,00	0,09	0,00
<i>P.re</i>																								0,00	0,00	1,00	0,00
<i>M.mi</i>																									0,00	0,00	0,13
<i>A.oc</i>																										0,00	0,00
<i>Risp.</i>																											0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 4 – Valores de sobreposição entre as espécies do Período seco do Baixo São Francisco

	<i>B.af</i>	<i>H.ma</i>	<i>A.fa</i>	<i>A.la</i>	<i>S.br</i>	<i>P.fr</i>	<i>H.mi</i>	<i>P.ho</i>	<i>M.mi</i>	<i>S.pi</i>	<i>O.ni</i>	<i>A.ta</i>	<i>E.vi</i>	<i>P.vi</i>	<i>S.he</i>	<i>M.co</i>	<i>M.li</i>	<i>C.ze</i>	<i>C.sa</i>	<i>M.br</i>	<i>Casp.</i>	<i>Ac.la</i>
<i>H.br</i>	0,11	0,62	0,08	0,12	0,05	0,14	0,07	0,02	0,02	0,16	0,13	0,02	0,03	0,03	0,00	0,11	0,00	0,05	0,03	0,01	0,00	0,03
<i>B.af</i>		0,23	0,33	0,04	0,05	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,16	0,02	0,00	0,00	0,05	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H.ma</i>			0,07	0,04	0,03	0,13	0,03	0,04	0,01	0,12	0,13	0,06	0,01	0,06	0,01	0,10	0,01	0,08	0,05	0,00	0,01	0,05
<i>A.fa</i>				0,09	0,04	0,02	0,28	0,07	0,02	0,10	0,10	0,06	0,01	0,07	0,08	0,03	0,12	0,03	0,12	0,00	0,02	0,07
<i>A.la</i>					0,11	0,00	0,09	0,02	0,00	0,15	0,12	0,01	0,02	0,01	0,00	0,02	0,04	0,02	0,04	0,00	0,03	0,02
<i>S.br</i>						0,03	0,02	0,04	0,18	0,00	0,01	0,05	0,10	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,02	0,02	0,08	0,02
<i>P.fr</i>							0,17	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,00	0,09	0,00	0,02	0,02	0,06	0,00	0,02
<i>H.mi</i>								0,22	0,00	0,04	0,00	0,01	0,02	0,07	0,00	0,40	0,00	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>P.ho</i>									0,00	0,21	0,54	0,52	0,00	0,06	0,08	0,00	0,26	0,00	0,36	0,00	0,00	0,28
<i>M.mi</i>										0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,30	0,02	0,01	0,03	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>S.pi</i>											0,70	0,10	0,00	0,06	0,07	0,04	0,65	0,00	0,32	0,00	0,00	0,05
<i>O.ni</i>												0,59	0,00	0,71	0,10	0,00	0,33	0,00	0,46	0,00	0,00	0,35
<i>A.ta</i>													0,00	0,76	0,02	0,26	0,15	0,35	0,11	0,00	0,00	0,06
<i>E.vi</i>														0,01	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
<i>P.vi</i>															0,11	0,09	0,04	0,00	0,46	0,00	0,00	0,49
<i>S.he</i>																0,00	0,12	0,00	0,23	0,00	0,00	0,21
<i>M.co</i>																	0,00	0,74	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>M.li</i>																		0,00	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>C.ze</i>																			0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C.sa</i>																				0,00	0,00	0,90
<i>M.br</i>																					0,00	0,00
<i>Casp.</i>																						0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 5 – Valores de sobreposição entre as espécies do Ponto 1 do Baixo São Francisco

	<i>A.fa</i>	<i>P.fr</i>	<i>B.af</i>	<i>H.br</i>	<i>S.br</i>	<i>Crsp.</i>	<i>C.sa</i>	<i>A.la</i>	<i>O.ni</i>	<i>A.ta</i>	<i>P.ho</i>	<i>P.vi</i>	<i>S.pi</i>	<i>M.co</i>	<i>M.mi</i>	<i>H.ml</i>	<i>M.li</i>	<i>Ac.la</i>
<i>H.ma</i>	0,14	0,17	0,04	0,16	0,03	0,07	0,05	0,05	0,03	0,01	0,04	0,04	0,02	0,09	0,05	0,00	0,00	0,02
<i>A.fa</i>		0,00	0,11	0,01	0,04	0,08	0,08	0,05	0,07	0,05	0,06	0,05	0,06	0,01	0,02	0,00	0,06	0,03
<i>P.fr</i>			0,00	0,16	0,06	0,26	0,03	0,27	0,03	0,01	0,05	0,07	0,01	0,06	0,05	0,00	0,00	0,04
<i>B.af</i>				0,02	0,03	0,00	0,06	0,03	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>H.br</i>					0,13	0,02	0,00	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02	0,27	0,02	0,00	0,00	0,05
<i>S.br</i>						0,08	0,19	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,22	0,00	0,00	0,00
<i>Crsp.</i>							0,14	0,06	0,11	0,08	0,22	0,28	0,05	0,07	0,33	0,00	0,04	0,03
<i>C.sa</i>								0,50	0,70	0,09	0,30	0,36	0,12	0,03	0,00	0,00	0,08	0,10
<i>A.la</i>									0,64	0,02	0,10	0,09	0,10	0,04	0,15	0,00	0,07	0,12
<i>O.ni</i>										0,04	0,57	0,55	0,47	0,00	0,00	0,00	0,35	0,42
<i>A.ta</i>											0,07	0,10	0,01	0,54	0,00	0,00	0,00	0,03
<i>P.ho</i>												0,96	0,84	0,00	0,00	0,00	0,72	0,48
<i>P.vi</i>													0,66	0,00	0,00	0,00	0,52	0,48
<i>S.pi</i>														0,00	0,00	0,00	0,93	0,35
<i>M.co</i>															0,03	0,00	0,00	0,00
<i>M.mi</i>																0,00	0,00	0,00
<i>H.ml</i>																	0,00	0,00
<i>M.li</i>																		0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 6 – Valores de sobreposição entre as espécies do Ponto 2 do Baixo São Francisco

	<i>B.af</i>	<i>H.br</i>	<i>A.fa</i>	<i>P.fr</i>	<i>A.la</i>	<i>M.mi</i>	<i>S.br</i>	<i>O.ni</i>	<i>P.ho</i>	<i>S.pi</i>	<i>C.sa</i>	<i>P.vi</i>	<i>M.co</i>	<i>R.xe</i>	<i>Crsp.</i>	<i>S.he</i>
<i>H.ma</i>	0,09	0,22	0,11	0,14	0,02	0,08	0,04	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>B.af</i>		0,18	0,05	0,00	0,00	0,03	0,05	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>H.br</i>			0,09	0,40	0,13	0,01	0,07	0,34	0,34	0,18	0,22	0,23	0,05	0,05	0,00	0,05
<i>A.fa</i>				0,10	0,00	0,00	0,03	0,04	0,02	0,08	0,08	0,07	0,05	0,05	0,00	0,05
<i>P.fr</i>					0,00	0,05	0,01	0,04	0,04	0,02	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>A.la</i>						0,00	0,00	0,03	0,01	0,07	0,05	0,00	0,08	0,08	0,00	0,08
<i>M.mi</i>							0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00
<i>S.br</i>								0,08	0,05	0,16	0,20	0,23	0,02	0,02	0,92	0,02
<i>O.ni</i>									0,97	0,43	0,40	0,25	0,36	0,36	0,00	0,36
<i>P.ho</i>										0,22	0,24	0,20	0,13	0,13	0,00	0,13
<i>S.pi</i>											0,94	0,63	0,78	0,78	0,00	0,78
<i>C.sa</i>												0,85	0,53	0,53	0,00	0,53
<i>P.vi</i>													0,00	0,00	0,00	0,00
<i>M.co</i>														1,00	0,00	1,00
<i>R.xe</i>															0,00	1,00
<i>Crsp.</i>																0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 7 – Valores de sobreposição entre as espécies do Ponto 3 do Baixo São Francisco

	<i>H.br</i>	<i>A.la</i>	<i>B.af</i>	<i>H.ma</i>	<i>S.br</i>	<i>M.co</i>	<i>P.vi</i>	<i>T.ch</i>	<i>C.sa</i>	<i>H.ml</i>	<i>R.xe</i>	<i>C.ze</i>	<i>P.ho</i>	<i>P.fr</i>	<i>S.pi</i>	<i>H.mi</i>	<i>C.le</i>	<i>C.he</i>	<i>O.ni</i>	<i>M.li</i>	<i>P.re</i>	<i>Crsp.</i>	<i>A.ta</i>	<i>A.oc</i>	<i>Risp.</i>
<i>A.fa</i>	0,04	0,16	0,10	0,14	0,07	0,04	0,05	0,03	0,00	0,04	0,00	0,03	0,03	0,00	0,04	0,02	0,04	0,07	0,04	0,00	0,03	0,01	0,02	0,03	0,03
<i>H.br</i>		0,01	0,00	0,18	0,06	0,16	0,08	0,01	0,00	0,00	0,00	0,08	0,04	0,02	0,02	0,07	0,02	0,13	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,04	0,00
<i>A.la</i>			0,03	0,05	0,00	0,01	0,02	0,02	0,00	0,12	0,00	0,03	0,14	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,00	0,02
<i>B.af</i>				0,35	0,08	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,12	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,22	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02
<i>H.ma</i>					0,01	0,27	0,19	0,14	0,00	0,02	0,00	0,14	0,28	0,02	0,22	0,02	0,14	0,60	0,15	0,33	0,13	0,13	0,09	0,04	0,12
<i>S.br</i>						0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,02	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	
<i>M.co</i>							0,19	0,00	0,00	0,01	0,16	0,01	0,00	0,58	0,00	0,05	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,29	0,00
<i>P.vi</i>								0,05	0,01	0,00	0,21	0,40	0,16	0,03	0,39	0,03	0,57	0,23	0,31	0,02	0,17	0,04	0,44	0,01	0,16
<i>T.ch</i>									0,00	0,08	0,03	0,00	0,24	0,00	0,75	0,00	0,01	0,05	0,09	0,8	0,11	0,99	0,07	0,00	0,10
<i>C.sa</i>										0,05	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,03
<i>H.ml</i>											0,00	0,16	0,03	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,03	0,06	0,03	0,08	0,02	0,00	0,03
<i>R.xe</i>												0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,05	0,02	0,05	0,03	0,33	0,00	0,05
<i>C.ze</i>													0,11	0,03	0,02	0,00	0,03	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>P.ho</i>														0,00	0,46	0,04	0,07	0,05	0,63	0,14	0,66	0,23	0,48	0,00	0,66
<i>P.fr</i>															0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00	
<i>S.pi</i>																0,04	0,56	0,26	0,62	0,56	0,51	0,74	0,35	0,00	0,49
<i>H.mi</i>																	0,04	0,02	0,06	0,00	0,06	0,00	0,04	0,17	0,05
<i>C.le</i>																		0,40	0,38	0,00	0,12	0,00	0,07	0,00	0,09
<i>C.he</i>																			0,18	0,03	0,08	0,04	0,05	0,00	0,07
<i>O.ni</i>																				0,00	0,96	0,08	0,70	0,00	0,96
<i>M.li</i>																					0,01	0,80	0,00	0,00	0,00
<i>P.re</i>																						0,09	0,73	0,00	0,99
<i>Crsp.</i>																							0,06	0,00	0,08
<i>A.ta</i>																								0,00	0,73
<i>A.oc</i>																									0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 8 – Valores de sobreposição entre as espécies do Ponto 4 do Baixo São Francisco

	<i>A.fa</i>	<i>H.ma</i>	<i>H.br</i>	<i>P.fr</i>	<i>A.la</i>	<i>S.br</i>	<i>H.mi</i>	<i>Crsp.</i>	<i>A.ta</i>	<i>P.ho</i>	<i>S.pi</i>	<i>P.vi</i>	<i>M.mi</i>	<i>E.vi</i>	<i>T.ch</i>	<i>M.li</i>	<i>S.he</i>	<i>O.ni</i>	<i>M.br</i>	<i>Casp.</i>	<i>L.pi</i>
<i>B.af</i>	0,19	0,12	0,28	0,00	0,18	0,00	0,07	0,00	0,09	0,02	0,09	0,06	0,00	0,02	0,25	0,08	0,00	0,02	0,00	0,00	0,08
<i>A.fa</i>		0,04	0,03	0,01	0,11	0,00	0,08	0,01	0,06	0,09	0,07	0,08	0,00	0,00	0,08	0,05	0,09	0,10	0,00	0,00	0,02
<i>H.ma</i>			0,54	0,02	0,04	0,05	0,04	0,06	0,17	0,08	0,25	0,06	0,01	0,00	0,16	0,04	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04
<i>H.br</i>				0,03	0,10	0,05	0,11	0,04	0,33	0,06	0,27	0,12	0,00	0,02	0,13	0,05	0,01	0,07	0,00	0,00	0,05
<i>P.fr</i>					0,00	0,00	0,03	0,00	0,11	0,12	0,03	0,11	0,00	0,02	0,02	0,05	0,00	0,02	0,05	0,00	0,02
<i>A.la</i>						0,00	0,04	0,05	0,00	0,03	0,05	0,07	0,00	0,03	0,07	0,05	0,01	0,08	0,00	0,00	0,05
<i>S.br</i>							0,01	0,35	0,07	0,02	0,00	0,02	0,35	0,14	0,03	0,03	0,01	0,03	0,03	0,17	0,00
<i>H.mi</i>								0,01	0,07	0,03	0,03	0,14	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Crsp.</i>									0,00	0,01	0,03	0,06	0,01	0,06	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,00	0,02
<i>A.ta</i>										0,62	0,08	0,20	0,02	0,00	0,06	0,15	0,02	0,08	0,00	0,00	0,00
<i>P.ho</i>											0,29	0,42	0,00	0,00	0,24	0,23	0,05	0,32	0,00	0,00	0,00
<i>S.pi</i>												0,45	0,00	0,01	0,43	0,00	0,02	0,56	0,00	0,00	0,00
<i>P.vi</i>													0,00	0,06	0,34	0,50	0,02	0,44	0,00	0,00	0,51
<i>M.mi</i>														0,22	0,00	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>E.vi</i>															0,00	0,19	0,00	0,00	0,18	0,00	0,02
<i>T.ch</i>																0,00	0,12	0,77	0,00	0,00	0,00
<i>M.li</i>																	0,00	0,00	0,03	0,00	0,92
<i>S.het</i>																		0,15	0,00	0,00	0,00
<i>O.ni</i>																			0,00	0,00	0,00
<i>M.br</i>																				0,00	0,00
<i>Casp.</i>																					0,00

Valores de sobreposição significativos (>0,6) em negrito

Anexo 9 – Resultados dos testes estatísticos e médias e desvio padrão das propriedades das teias tróficas (S: Número de nós, L: Número de ligações, C: Conectância e D: Densidade de ligações) por período e pontos, para os dois limiares de ligação (LT=0,00 e LT=0,05).

		Períodos				Pontos			
		S	L	C	D	S	L	C	D
LT = 0,00	Teste	t=0,224 p=0,842	t=0,390 p=0,731	U=5 p=1	U=5 p=1	K=6,375 p=0,095	K=5,695 p=0,127	K=6,117 p=0,106	F=1,115 p=0,366
	Média e Desvio padrão	42,3±9,9	107,5±37,2	0,06±0,01	2,5±0,5	22,8±8,8	38,3±21	0,08±0,04	1,6±0,4
LT = 0,05	Teste	U=6 p=0,7	t=0,467 p=0,682	U=5 p=1	U=5 p=1	K=6,589 p=0,086	K=5,853 p=0,119	K=6,034 p=0,109	F=1,133 p=0,359
	Média e Desvio padrão	41,8±10	100,3±33,7	0,06±0,01	2,4±0,4	22,5±8,8	36,3±19,8	0,08±0,06	1,5±0,39